

**MITTEILUNGEN  
DER FORSTLICHEN BUNDESVERSUCHSANSTALT  
WIEN**

(früher "Mitteilungen aus dem forstlichen Versuchswesen Österreichs")

**168. Heft/Band II**

**1992**

---

**ÖSTERREICHISCHE  
WALDBODEN-ZUSTANDSINVENTUR**

**ERGEBNISSE**

**WALDBODENBERICHT**

**II. Band**

FDK 114.7: 114.268: 114.521.6: 114.53: (436)

**Herausgegeben  
von der  
Forstlichen Bundesversuchsanstalt in Wien  
Kommissionsverlag: Österreichischer Agrarverlag, 1141 Wien**

*Das Lebensministerium.*

LAND  
FORST  
WASSER

Copyright by  
Forstliche Bundesversuchsanstalt  
A - 1131 Wien

Nachdruck mit Quellenangabe gestattet

Printed in Austria

ISBN 3-7040-1162-2  
ISSN 0374-9037

Herstellung und Druck  
Forstliche Bundesversuchsanstalt  
A - 1131 Wien

# INHALTSVERZEICHNIS

## BAND 1

EINFÜHRUNG (W. Kilian).....	1
1 Ziele der Österreichischen Waldboden-Zustandsinventur .....	1
2 Der Boden und seine Funktionen.....	3
TEIL I: METHODISCHE GRUNDLAGEN (M. Englisch, G. Karrer, F. Mutsch) .....	5
1 Probeflächenauswahl und -aufbau .....	5
1.1 Erhebungsnetz .....	5
1.2 Probeflächenaufbau.....	6
1.3 Vegetationskundliche Merkmalsansprache .....	8
2 Bodenprobennahme.....	12
3 Bodenanalytik .....	12
4 Datenverwaltung und Auswertung.....	14
4.1 Datenverwaltung.....	14
4.2 Auswertemethodik .....	15
5 Literaturverzeichnis .....	20
TEIL II: STANDORTS- UND BODENBESCHREIBUNG (M. Englisch).....	23
1 Einleitung .....	23
2 Geologie.....	23
3 Bodentypen.....	25
3.1 Großlandschaften.....	29
3.2 Gründigkeit .....	29
3.3 Wasserhaushaltsstufen .....	29
3.4 Klimatische Höhenstufen .....	30
3.5 Bestand .....	31
3.6 Humusformen .....	32
4 Vegetationstypen.....	35
5 Bodenphysikalische Parameter .....	37
5.1 Grobskelettanteil .....	37
5.2 Textur .....	38
6 Literaturverzeichnis .....	43
TEIL III: ATMOGENE HAUPTNÄHRSTOFFE (M. Englisch).....	45
1 Einführung und Methodik.....	45
2 Stickstoff.....	45
3 Kohlenstoff und C/N-Verhältnis.....	51
4 Literaturverzeichnis .....	55
TEIL IV: LITHOGENE HAUPTNÄHRSTOFFE (F. Mutsch) .....	59
1 Allgemeine Grundlagen.....	59
2 Methodik.....	61
3 Diskussion der Nährstoffe .....	62
3.1 Phosphor .....	62

3.1.1	C/P-Verhältnis .....	64
3.2	Kalium .....	66
3.3	Calcium .....	70
3.3.1	Der Calcium-Sättigungsgrad des Auflagehumus .....	73
3.4	Magnesium .....	74
3.5	Eisen .....	77
3.6	Schwefel .....	80
3.6.1	C/S-Verhältnis .....	82
4	Zusammenfassende Betrachtung und Ausblick .....	85
5	Literaturverzeichnis .....	86

## TEIL V: SÄUREHAUSHALT - AUSTAUSCHBARE KATIONEN (W. Kilian)..... 89

1	Einführung .....	90
1.1	Acidität .....	91
1.2	Kationen-Austausch .....	91
1.3	Säurepufferung .....	91
2	Quellen der Säurebelastung .....	93
3	pH-Wert .....	94
4	Kationenaustauschkapazität (KAK) .....	104
4.1	Physikochemische Filterwirkung der Böden .....	107
5	Basensättigung (V-Wert) .....	109
6	Basensumme (S-Wert) .....	116
7	Pufferreserven .....	120
8	Austauschbare Kationen .....	121
8.1	Austauschbares Calcium .....	121
8.2	Austauschbares Magnesium .....	124
8.3	Austauschbares Kalium .....	131
8.4	Austauschbares Mangan .....	134
8.5	Austauschbares Eisen .....	137
8.6	Austauschbares Aluminium .....	139
9	Literaturverzeichnis .....	142

## BAND 2

## TEIL VI: SCHWERMETALLE (F. Mutsch) ..... 145

1	Allgemeine Grundlagen .....	145
2	Methodik .....	148
3	Richt- oder Grenzwerte .....	148
4	Eigenschaften der Schwermetalle .....	149
5	Diskussion der Schwermetalle .....	150
5.1	Mangan .....	150
5.2	Kupfer .....	154
5.3	Zink .....	158
5.4	Kobalt .....	162
5.5	Chrom .....	165
5.6	Nickel .....	167
5.7	Blei .....	170
5.8	Cadmium .....	174
6	Schwermetalle als Immissionsindikatoren .....	177
6.1	Expositionsabhängigkeit der Schwermetallimmissionen - Ferntransport .....	180

6.1.1	Quantifizierung der Schwermetallimmissionen .....	185
6.2	Tiefenverlagerung von Blei und Cadmium .....	185
6.3	Schwermetallimmissionen aus lokalen Quellen .....	186
7	Zusammenfassende Betrachtung und Ausblick .....	187
8	Literaturverzeichnis .....	188

## TEIL VII: VEGETATIONSÖKOLOGISCHE ANALYSEN (G. Karrer).....193

1	Ökologische Bioindikation .....	194
1.1	Allgemeines zum Zeigerwert der Pflanzen .....	194
1.2	Ökologische Bioindikation in der Forstökologie .....	195
2	Ökologische Zeigerwerte auf den Probestellen der Waldboden-Zustandsinventur .....	196
2.1	Lichtzahl .....	196
2.2	Temperaturzahl .....	199
2.3	Kontinentalitätszahl .....	201
2.4	Feuchtezahl .....	204
2.5	Reaktionszahl .....	210
2.6	Stickstoffzahl .....	217
2.7	Wechselfeuchtezeiger .....	222
2.8	Überschwemmungszeiger .....	223
2.9	Schwermetallzeiger .....	224
3	Bestandes- und Vegetationsmerkmale .....	225
4	Komplexe vegetationsökologische Auswertungen .....	226
5	Literaturverzeichnis .....	227
6	Anhang .....	230

## ZUSAMMENSCHAU UND AUSBLICK (W. Kilian)

1	Die Ergebnisse .....	243
1.1	Bodenversauerung und Nährstoffhaushalt .....	243
1.2	Schwermetalle .....	244
1.3	Vegetation .....	244
2	Ausblick .....	245
2.1	Erweiterung der Analysenpalette .....	245
2.2	Methodische Weiterentwicklung der Feldaufnahmen .....	246



# ÖSTERREICHISCHE WALDBODEN-ZUSTANDSINVENTUR

## TEIL VI: SCHWERMETALLE

Franz MUTSCH

**Zusammenfassung:** Im Rahmen der österreichischen Waldboden-Zustandsinventur wurden die Schwermetalle Mn, Cu, Zn, Co, Cr, Ni, Pb und Cd untersucht. Co, Cr und Ni liegen meist innerhalb der aus der Literatur bekannten Spannen. Einige leicht erhöhte Werte sind lithogenen Ursprungs. Auch die essentiellen Schwermetalle Mn, Cu und Zn weisen großteils durchschnittliche Gehalte auf. Auf einem geringen Prozentsatz der Probestflächen ist eine Mangelversorgung der Pflanzen mit diesen Spurenelementen möglich. Höhere Gehalte sind meist lithogener Herkunft. Vereinzelt spielen bei Zink Immissionseinflüsse eine Rolle. Die Pb- und Cd-Gehalte deuten auf eine, sich über das ganze Bundesgebiet erstreckende, jedoch unterschiedliche Immissionsbelastung hin. Die Belastungen nehmen mit der Exposition der Probestfläche (der Seehöhe) deutlich zu und sind vorwiegend auf Fernimmissionen zurückzuführen. Die erhaltenen Ergebnisse lassen darauf schließen, daß die Alpen eine Senke für europäische Luftschadstoffe sind.

**Stichworte:** Bodeninventur, Schwermetalle, Immissionen, Exposition

**Abstract:** (Austrian Forest Soil Monitoring System, Part VI: Heavy Metal Distribution in Austrian Forest Soils)

Within the framework of the Austrian Forest Soil Monitoring System the following heavy metals were investigated: Mn, Cu, Zn, Co, Cr, Ni, Pb and Cd. The amounts of Co, Cr and Ni correspond to the known values in literature. Some slightly increased amounts are of lithogeneous origin. The essential heavy metals Mn, Cu and Zn show average amounts in most cases, too. High amounts are of lithogeneous origin as well. Deficiency of these trace elements for plant nutrition is possible on a low percentage of sample plots. Zn contents are partly influenced by immission depositions. The indications of Pb and Cd contents are, that all over the federal territory a different but incessant pollution takes place. The pollution increases clearly with the exposure (sea level) of the sample plots and can be put down to the fact of long range transport. The results obtained, allow the conclusion that the Alps are a sink of European air pollutants.

**Keywords:** soil monitoring, heavy metals, immissions, exposure

### 1 Allgemeine Grundlagen

Die Schwermetallausstattung ist ein wesentliches Kriterium des Bodenzustandes. Einerseits kann es im Zusammenhang mit der Bodenversauerung zum Austrag von für das Pflanzenwachstum wichtigen Schwermetallen kommen. Andererseits sind die Wälder dafür bekannt, daß sie mittels ihrer „rauen Oberfläche“ und ihrer im Vergleich zu landwirtschaftlichen Nutzflächen meist exponierteren Lage die über den Luftpfad transportierten Stoffe (u.a. Schwermetalle) verstärkt auskämmen und im Waldboden akkumulieren, was dort zu toxischen Anreicherungen führen kann (FILIPINSKI und GRUPE, 1990). Schädigungen von Mikroorganismen, Bodentieren und Pflanzen sowie die Gefährdung des Grundwassers sind mögliche Folgen (NORDBERG et al., 1985; KAZDA et al., 1986).

Diese im Rahmen der Österreichischen Waldboden-Zustandsinventur durchgeführte Untersuchung gibt einen Überblick über die aktuelle Schwermetallsituation der österreichischen Waldböden. Folgende Schwermetalle wurden dabei untersucht: Mangan, Kupfer, Zink, Kobalt, Chrom, Nickel, Blei und Cadmium. Die methodischen Grundlagen dieser Waldboden-Zustandsinventur sind ENGLISCH et al. (1992) zu entnehmen.

Schwermetalle sind im Gegensatz zu vielen organischen Schadstoffen, die künstlich hergestellt werden oder als Metabolite bei deren Abbau entstehen, keine naturfremden Substanzen.

Sie gehören dem natürlichen Elementesystem an und sind primär in zahlreichen Mineralen und Gesteinen vorhanden. Zu den Schwermetallen zählen Metalle mit einer Dichte  $>5 \text{ g/cm}^3$ . (Davon abweichende Definitionen sind der Literatur ebenfalls zu finden: ab Dichte  $>3,5 \text{ g/cm}^3$ ) Mit Ausnahme von Eisen kommen die meisten Schwermetalle in der Natur nur in sehr geringer Konzentration vor. Von diesen besitzen viele wegen ihrer außerordentlich geringen Konzentration und minimalen Bioverfügbarkeit kaum ökologische oder toxikologische Bedeutung.

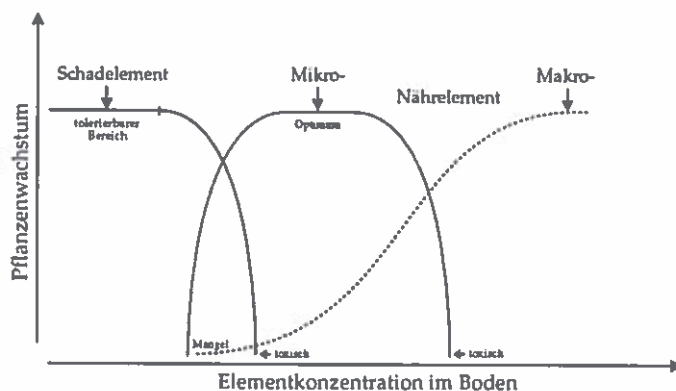


Abbildung VI.1: Schematische Darstellung des Einflusses der Konzentration von Mikro- und Makronährelementen sowie von Schadelementen im Boden auf das Pflanzenwachstum

Einige Schwermetalle sind jedoch für den Stoffwechsel von Mikroorganismen, Pflanzen, Tieren und Menschen essentiell. Wegen der dafür notwendigen, vergleichsweise geringen Konzentrationen werden sie häufig als Spuren- oder Mikronährelemente bezeichnet. Bei zu hohen Konzentrationen (bei natürlichem Vorkommen selten anzutreffen) können auch sie toxisch wirken. Einige Schwermetalle besitzen hingegen nahezu ausschließlich toxische Eigenschaften (Abbildung VI.1 und Tabelle VI.1).

Tabelle VI.1: Klassifizierung der untersuchten Schwermetalle (nach ADRIANO, 1986; BERROW und BURRIDGE, 1991 - modifiziert)

	essentiell		toxisch	
	Pflanze	Tier	Pflanze	Tier
Mn	*	*		
Cu	*	*	*	
Zn	*	*		
Co		*		
Cr		*	(*)	
Ni	(*)	*	*	
Pb			*	*
Cd			*	*



In den Gesteinen sind die Schwermetalle in der Regel im Kristallgitter von Mineralen gebunden. In solcher Bindungsform sind sie der Biosphäre weitgehend entzogen. Auf zwei Wegen können sie aus dieser mineralischen Bindung in die Biosphäre gelangen:

- durch Verwitterung und Bodenbildungsprozesse
- durch Emission bei oder nach industrieller Aufbereitung mineralischer Rohstoffe

Dabei kommt den Böden (der Pedosphäre) wegen ihrer Akkumulator- und Transformatorfunktion eine zentrale Rolle im Verlauf der Transportprozesse von Schwermetallen in der Umwelt zu. Nahezu alle an die Umwelt abgegebenen Schwermetalle gelangen früher oder später in Kontakt und damit auch in Reaktion mit Böden, wo sie entweder festgelegt oder in die Biosphäre aufgenommen werden können (Abbildung VI.2).

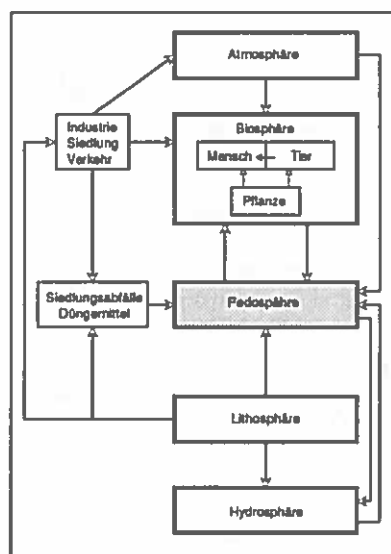


Abbildung VI.2: Der Weg der Schwermetalle in der Ökosphäre (nach KUNTZE und HERMS, 1986 - modifiziert)

Natürliche Schwermetallgehalte im Ausgangsgestein schwanken in weiten Grenzen. In Tabelle VI.2 sind die durchschnittlichen Gehalte von Schwermetallen in Gesteinen angegeben.

Tabelle VI.2: Durchschnittliche Schwermetallgehalte von Gesteinen in ppm (nach WEDEPOHL, 1984 - gekürzt)

	Mn	Cu	Zn	Co	Cr	Ni	Pb	Cd
Tonsteine	850	45	95	19	90	68	22	0,13
Grauwacken	750	45	105	20	50	40	14	0,09
Kalke	700	4	23	2	11	15	5	0,16
Granite	325	13	50	4	12	7	32	0,09
Gneise Gli.Schief.	600	23	65	13	76	26	16	0,10
Basalte, Gabbro	1390	90	108	48	168	134	4	0,10
Granulite	895	27	65	15	18	33	10	0,10

Die durchschnittlichen Schwermetallgehalte unbelasteter Böden schwanken ebenfalls erheblich (Tabelle VI.3). Die Variation der Böden hinsichtlich Ausgangsgestein, Kolloidgehalt, Azidität und Sorptionskapazität sind dafür wesentliche Ursachen. Den Rahmenwerten der Literatur liegen meist Daten von Ackerböden zugrunde. Die Verhältnisse in Waldböden können hievon, speziell im Fall des Auflagehumus, stark abweichen.

*Tabelle VI.3: Durchschnittliche Schwermetallgehalte unbelasteter Böden in ppm (nach FIEDLER und RÖSLER, 1988; SCHACHTSCHABEL et al., 1992 - modifiziert)*

Mn	20 - 850	Cr	2 - 50
Cu	5 - 40	Ni	2 - 40
Zn	10 - 100	Pb	2 - 40
Co	1 - 20	Cd	0,01 - 0,50

## 2 Methodik

Zur Erfassung der Schwermetalle wurde der Salpetersäure-Perchlorsäure-Aufschluß verwendet (ÖNORM L 1085, 1989; ENGLISCH et al., 1992). Mit ihm können annähernd die Totalgehalte der Schwermetalle (die innerhalb der langen Umtriebszeiten „verwitterbaren Vorräte“) erfaßt werden. Im Vergleich zu einem Totalaufschluß, bei welchem zusätzlich Flußsäure verwendet wird, liegen die mit der zitierten Methode erfaßbaren Werte zwischen 90 und 100 %. Einzige Ausnahme bildet das ökologisch weniger bedeutsame Chrom, von welchem nur zwischen 50 und 60 % erfaßt werden (DE TEMMERMAN et al., 1984). Da Totalelementgehalte eher für geochemische Betrachtungen bedeutsam sind, schien für diese Untersuchung, bei der biologische Wirkungen und langfristige Veränderungen der Schwermetallgehalte im Vordergrund stehen, der Salpetersäure-Perchlorsäure-Aufschluß die Methode der Wahl.

Zusätzliche Extraktrationsverfahren mit Wasser, Neutralsalzlösungen, Komplexbildnern oder Ionenaustauscherharzen wurden bewußt nicht verwendet, wenngleich deren Bedeutung nicht unterschätzt wird (RJETZ und SÖCHTIG, 1982; GUPTA et al., 1983; BRUEMMER et al., 1986; HORAK und KAMEL, 1990; TRÜBY et al., 1992). Zum einen hat sich keine in Frage kommende Methode bis jetzt international durchgesetzt, zum anderen wäre wegen der meist geringen Schwermetallausbeute dieser Verfahren oft ein erheblicher analytischer Mehraufwand notwendig gewesen. Außerdem sind die verschiedenen Extraktionsverfahren sehr von den Versuchsbedingungen abhängig (insbesondere Temperatur, Interaktionszeit, Interaktionsintensität), was sich negativ auf die Reproduzierbarkeit und damit auf die Vergleichbarkeit der Verfahren auswirkt. Schließlich wäre auch die Interpretation der Ergebnisse insofern problematisch gewesen, als die Schwermetalle nicht allein entsprechend der Konzentration ihrer „mobilen Anteile“ extrahiert werden, sondern auch, abhängig von Element und Extraktionsmittel, entsprechend ihrer spezifischen Desorptionseigenschaften und der Stabilität ihrer metallorganischen Verbindungen. Bei hohem analytischen Aufwand wären daher die Aussagen bezüglich anthropogener Einträge bescheiden gewesen.

## 3 Richt- oder Grenzwerte

Eine Arbeit über Schwermetallgehalte in Böden kann an der Nennung von „Grenzwerten“ für maximale Schwermetallkonzentrationen nicht vorbeigehen. Der Erstellung solcher „Grenzwerte“ lagen vor allem landwirtschaftlich orientierte Fragestellungen zugrunde. So gibt die ÖNORM L 1075 (1993) „Richtwerte“ ausdrücklich nur für landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzte Böden an und schränkt überdies deren Gültigkeit auf bestimmte Böden ein (Tabelle VI.4). Es können daher solche „Richt-“ oder „Grenzwerte“ nicht kritiklos auf Waldböden übertragen werden (KLOKE, 1981; THORMANN, 1986; PIRKL, 1990). Wenn im folgenden dennoch die Werte dieser ÖNORM angeführt sind, so dienen sie als Orientierungshilfe.

*Tabelle VI.4: Richtwerte zur Beurteilung der Schwermetallgehalte landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzter Böden in ppm (nach ÖNORM L 1075, 1993)*

	Belastungsverdacht	Richtwert für Belastung
Cu	50	100
Zn	150	300
Co	20	50
Cr *	50	100
Ni *	40	60
Pb	50	100
Cd	0,5	1,0

*Für Mangan liegen keine Werte vor.*

\* Die Richtwerte für Belastung von 100 ppm Cr und 60 ppm Ni können lithogen bedingt örtlich deutlich überschritten werden (Serpentin).

Häufiger als (toxischer) Überschuß ist bei essentiellen Schwermetallen Mangel. Es werden in dieser Arbeit daher sogenannte „untere Grenzwerte“ für Mangan, Kupfer und Zink genannt, die möglichen Mangel anzeigen.

#### 4 Eigenschaften der Schwermetalle

Ein wesentliches Kriterium stellt die Bindungsstärke der Metalle an Bodenbestandteilen dar. Der Tabelle VI.5 ist die substratspezifische relative Bindungsstärke der untersuchten Schwermetalle an Humus, Tonminerale und Sesquioxide (Eisen-, Mangan- und Aluminium-Oxide) zu entnehmen.

*Tabelle VI.5: Relative Bindungsstärke für Metallionen in Abhängigkeit von Bodenbestandteilen bei gegebenem Grenz-pH. Die Bindungsstärke nimmt von 1 nach 5 zu. Oberhalb des Grenz-pH tritt starke Immobilisierung durch Bildung von Oxiden oder Hydroxokomplexen auf (nach DVWK, 1988).*

	Grenz-pH	Substratbedingte Bindungsstärke unterhalb Grenz-pH		
		Humus	Ton	Sesquioxide
Cd	6,0	4	2	3
Mn	5,5	2	3	3
Ni	5,5	3,5	2	3
Co	5,5	3	2	3
Zn	5,5	2	3	3
Cu	4,5	5	3	4
Cr (III)	4,5	5	4	5
Pb	4,0	5	4	5

Wesentlich für den Schwermetallhaushalt in der Natur ist die Schwermetallaufnahme durch die Pflanzen. Manche Schwermetalle werden bevorzugt aufgenommen, manche nur in sehr geringer Menge. Die verschiedenen Pflanzenarten reagieren sehr unterschiedlich auf die dargebotenen Konzentrationen in der Bodenlösung. Demzufolge können die Quotienten aus dem Gesamtgehalt an Schwermetallen in der Pflanzentrockensubstanz und dem jeweiligen Bodenmaterial in sehr weiten Grenzen schwanken (Tabelle VI.6).

Tabelle VI.6: Transferkoeffizienten Boden - Pflanzen (nach KLOKE et al., 1984)

Transferkoeffizient		
Cu	0,10	- 1
Zn	1,00	- 10
Co	0,01	- 0,1
Cr	0,01	- 0,1
Ni	0,10	- 1,0
Pb	0,01	- 0,1
Cd	1,00	- 10

Von Bedeutung für die Bewertung der einzelnen Schwermetalle als Immissionsindikatoren ist ihr jeweiliger anthropogen bedingter Anteil an der atmosphärischen Belastung, bei der die Atmosphäre nur als Transportpfad dient und der Boden häufig als Senke fungiert (Tabelle VI.7).

Tabelle VI.7: Gesamte anthropogene Emission in t/a und atmosphärischer Interferenzfaktor (= (totale anthropogene Emission)/(totale natürliche Emission)) für Schwermetalle (modifiziert nach LANTZKY und MCKENZIE, 1979)

	anthrop. Emission	atmosph. Interferenzfaktor
Mn	316 000	0,3
Cu	263 000	13,6
Zn	840 000	23,5
Co	4 400	0,6
Cr	94 000	1,6
Ni	98 000	3,5
Pb	2 030 000	345
Cd	5 500	19,0

## 5 Diskussion der Schwermetalle

### 5.1 Mangan

Mangan ist ein essentielles und in der Natur allgegenwärtiges Schwermetall. Die Mangangehalte des Bodens streuen in weiten Bereichen. Gehalte unter 10 ppm bis fast 10 000 ppm wurden nicht nur bei dieser Untersuchung gefunden, sondern auch von anderen Autoren berichtet (FIEDLER und RÖSLER, 1988).

Tabelle VI.3 zeigt selbst für durchschnittliche Mangangehalte eine weite Amplitude. Die Pflanzen haben sich diesen Gegebenheiten offensichtlich angepaßt, weshalb bei Pflanzen in weiten Bereichen weder Mangel- noch Vergiftungserscheinungen auftreten. Dennoch ist beides möglich. In neutralen bis alkalischen Böden ist Mangan für Pflanzen schwer verfügbar, was Mangelversorgung bewirken kann. Gleichzeitig kann der in solchen Böden häufige Überschuß an Calcium zur Hemmung der Manganaufnahme führen (ROBSON und LONERAGAN, 1970). Auf sauren Böden ist manchmal soviel Mangan gelöst, daß es die Pflanze schädigt oder über armen Ausgangsgesteinen infolge Auswaschung in den Mangelbereich gelangt.

Wie bei den meisten Elementen liegt der Mittelwert klar höher als der Median, die Standardabweichung ist sehr hoch: Während die Werte zwischen dem 10er und dem 90er Perzentil

weitgehend gleich verteilt sind, führen einige extrem hohe Gehalte zu den überhöhten Mittelwerten und zu der schiefen Verteilung (Abbildung VI.3 und Tabelle VI.8).

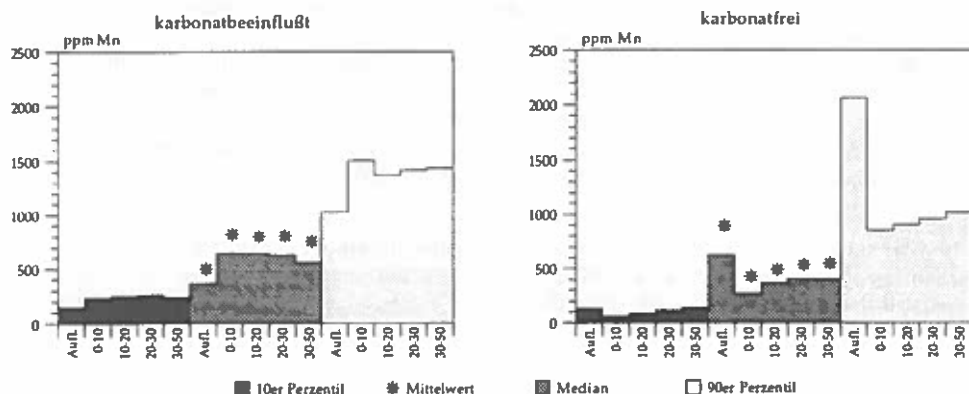


Abbildung VI.3: Statistische Kennwerte von Mangan, getrennt nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden

Tabelle VI.8: Statistische Kennwerte von Mangan (in ppm), getrennt nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden

Tiefenstufe	min	10-Perz	med	90-Perz	max	$\bar{x}$	$s_{\bar{x}}$	n
karbonatbeeinflusst								
Auflage	26	146	360	1028	3125	500	418	158
0-10 cm	75	234	642	1509	8170	825	821	172
10-20 cm	74	248	639	1375	7460	804	740	158
20-30 cm	55	259	625	1420	7220	806	748	150
30-50 cm	53	242	560	1438	7260	757	738	141
karbonatfrei								
Auflage	13	133	629	2059	4840	897	900	305
0-10 cm	8	62	276	853	6470	429	595	331
10-20 cm	11	88	365	899	6090	489	595	330
20-30 cm	13	119	402	955	7290	538	659	328
30-50 cm	15	143	399	1020	9860	547	683	326

Mangan zeigt ein besonders interessantes Verhalten: Während karbonatbeeinflusste Mineralböden deutlich höhere Mangangehalte aufweisen als karbonatfreie, verhalten sich die Auflagen genau umgekehrt (Abbildung VI.3 und Tabelle VI.8). Verglichen mit den karbonatbeeinflussten Mineralböden beträgt der Mangangehalt ihrer Humusauflagen (sämtliche Berechnungen erfolgen über Medianwerte) weniger als 60 %. Die Mangangehalte der Humusaufgabe über karbonatfreien Böden sind hingegen im Vergleich zum Mineralboden um beinahe 230 %

höher. Im direkten Vergleich der Humusaufgaben über unterschiedlichem Ausgangssubstrat zeigen die Aufgaben über karbonatfreien Böden eine etwa 1,7fach höhere Konzentration.

Folgende Erklärung bietet sich an: Durch die hohen pH-Werte von Karbonatböden wird Mangan festgelegt und ist als essentielles Spurenelement für die Pflanzen nur schwer verfügbar. (Aus diesem Grund kann es auf Karbonatböden zu Manganmangel - Manganchlorosen - kommen.) Im sauren Bereich ist Mangan hingegen sehr mobil (vgl. Tabelle VI.5), und die Pflanzen nehmen die oft in reichlichem Überschuß angebotenen Manganionen auf. Sie gelangen in die Nadel- oder Blattorgane und von dort in den Bestandesabfall. Dabei spielt auch die Auswaschung mit dem Bestandesniederschlag (Kronentraufe) eine wesentliche Rolle (BRECHTEL, 1989). In der chemischen Zusammensetzung des Auflagehumus macht sich daher dieses Phänomen - minimale Manganaufnahme auf Karbonatböden, maximale Manganaufnahme auf sauren Böden - bemerkbar.

Die Mangangehalte der Mineralböden auf karbonatbeeinflussten Böden sind in allen Tiefenstufen fast gleich hoch, auf sauren Böden nehmen sie mit der Tiefe leicht zu. Es ist anzunehmen, daß diese Tatsache mit den ebenfalls mit der Tiefe steigenden pH-Werten saurer Böden (KILIAN, 1992) zusammenhängt.

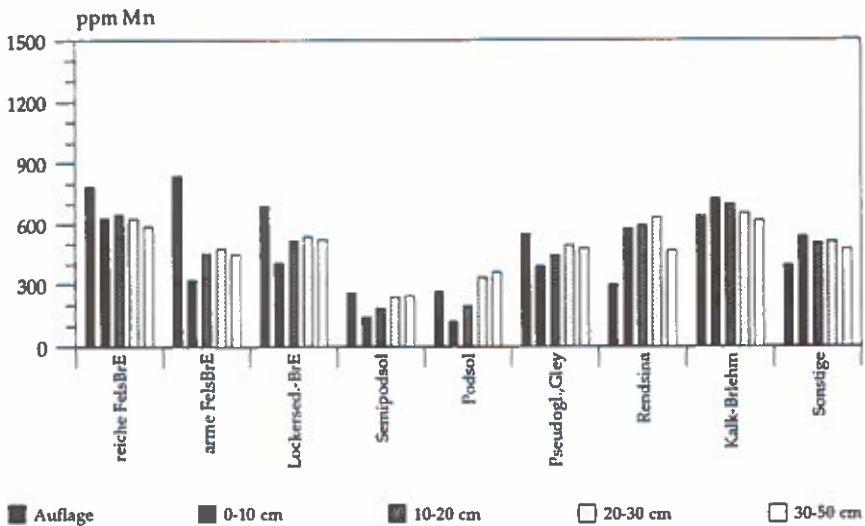


Abbildung VI.4: Mangangehalte (Median in ppm), getrennt nach Bodentypengruppen

In Abbildung VI.4 ist klar zwischen karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Bodentypengruppen anhand ihrer unterschiedlichen Mangangehalte in der Humusaufgabe im Vergleich zum Mineralboden zu unterscheiden: Bei der armen Fels-Braunerde ist dieses Verhältnis am meisten zugunsten, bei der Rendzina am meisten zuungunsten des Auflagehumus verschoben. Auffallend ist, daß die stark sauren Semipodsole und Podsole absolut gesehen geringere Mangangehalte im Auflagehumus aufweisen als die Rendzinen, bei denen Mangan nur schwer verfügbar ist. Die Mangangehalte der Mineralböden von Semipodsol und Podsol sind bezüglich ihrer Mediane so niedrig, daß in Einzelfällen Manganmangel möglich ist. Die Gruppe der „sonstigen“ Bodentypen wird offensichtlich von karbonatbeeinflussten Böden dominiert.

Tabelle VI.9: Mangangehalt (in ppm), getrennt nach Bodentypengruppen

Bodentypengr.	Auflage		0-10 cm		10-20 cm		20-30 cm		30-50 cm	
	med	$\bar{x}$	med	$\bar{x}$	med	$\bar{x}$	med	$\bar{x}$	med	$\bar{x}$
reiche FelsBrE	784	1137	631	833	648	831	627	855	586	881
arme FelsBrE	837	1104	320	452	452	526	477	569	449	539
Lockersed.-BrE	691	1015	406	437	516	517	537	537	524	529
Semipodsol	260	447	145	191	187	253	238	299	244	332
Podsol	265	479	123	157	197	258	336	363	362	387
Pseudogley/Gley	567	833	390	544	446	588	507	639	500	619
Rendsina	297	395	577	763	595	746	631	748	468	687
Kalk-Braunlehm	640	678	726	938	697	903	656	927	617	911

Aus der Sicht der Bodenentwicklung verdient die Manganreihe von der reichen über die arme Fels-Braunerde hin zu den Semipodsolen und Podsolen besondere Beachtung (Abbildung VI.4, Tabelle VI.9). Die reiche Fels-Braunerde weist die höchsten Medianwerte saurer Böden im Mineralboden, nicht aber in der Auflage auf. Die arme Fels-Braunerde verfügt über deutlich niedrigere Gehalte im Mineralboden. Die im Schnitt saureren Böden der armen Fels-Braunerde haben sehr mobiles und damit für die Pflanze verfügbares Mangan, weshalb deren Auflagen über den Umweg des Bestandsabfalls und der Kronentraufe (Nadelauswaschung) die höchsten Mangangehalte aufweist. Noch weitere Versauerung bei den Semipodsolen und Podsolen führt zu deutlichen Auswaschungsverlusten, die sich in einem niedrigeren Mangangesamtgehalt der Mineralböden widerspiegeln. Die Manganauswaschung dürfte auf diesen Böden die Manganaufnahme durch die Pflanzen übertreffen, weshalb die Mangangehalte des Auflagehumus recht niedrig sind. Mangan dürfte daher, nicht nur was seine austauschbare Fraktion anlangt (KILIAN, 1992), sondern auch bezüglich seiner Grundgehalte diagnostische Bedeutung für Versauerungsvorgänge zukommen (HILDEBRAND, 1986; GÄRTNER et al., 1990). Eine detaillierte Diskussion wird mit dem vorhandenen Datenmaterial an anderer Stelle erfolgen.

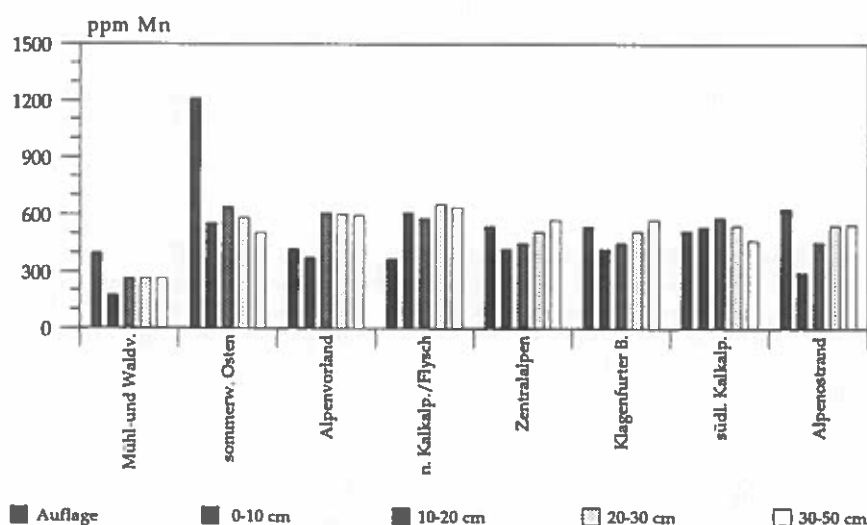


Abbildung VI.5: Mangangehalte (Median in ppm) von Böden, getrennt nach Wuchsräumen

Bei der Stratifizierung über die Wuchsräume prägen das jeweils vorherrschende karbonatbeeinflusste oder karbonatfreie Ausgangssubstrat das Bild (Abbildung VI.5).

Mangan spielt keine Rolle bei der Immissionsbelastung von Waldböden mit Schwermetallen und wird auch in der Literatur als diesbezüglich problemfreies Element genannt (NRIAGU, 1992). Auch sind, wie schon erwähnt, selbst hohe Konzentrationen kaum toxisch. Daher gibt es keine Richt- oder Grenzwerte für maximal tolerierbare Konzentrationen. Gehalte im Boden unter 100 ppm sind aber als äußerst gering einzuschätzen (FIEDLER und ILGEN, 1981) und könnten als Mangelrichtwert dienen.

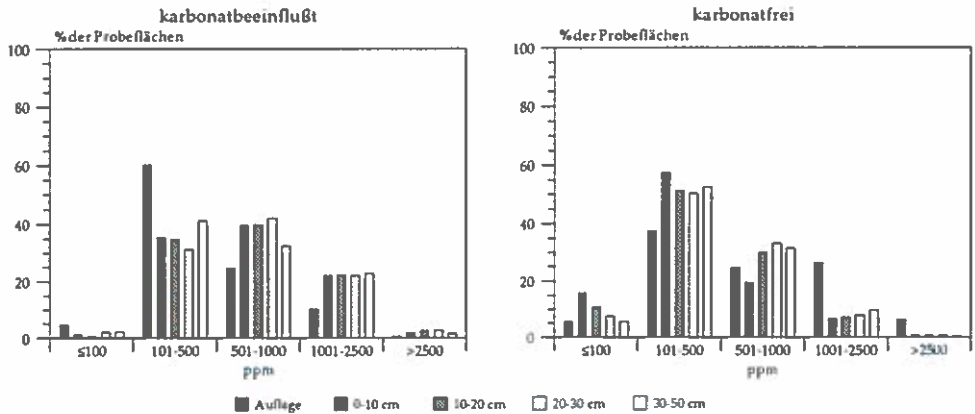


Abbildung VI.6: Prozentuelle Verteilung der Gehaltsklassen von Mangan, getrennt nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden

Die Verteilung über die vorgegebenen Gehaltsklassen zeigt eine Häufung der Werte zwischen 100 und 1000 ppm (Abbildung VI.6). Auf karbonatbeeinflussten Böden findet man nur wenige Probenflächen mit Gehalten unter 100 ppm (möglicher Mangelbereich), auf karbonatfreien Böden sind es in allen Tiefenstufen über 5 % der Probenflächen. Die schlechte Verfügbarkeit von Mangan auf karbonatbeeinflussten Böden wirkt jedoch verschärfend auf eine mögliche Mangelsituation.

## 5.2 Kupfer

Kupfer ist ein weitverbreitetes und mit seinem Redoxpotential Cu(I)/Cu(II) an vielen Lebensprozessen beteiligtes Schwermetall. Seine Fähigkeit leicht Komplexe zu bilden, ermöglicht eine Regulierung des Kupferhaushaltes in Böden und lebenden Organismen und erlaubt die Biosynthese lebensnotwendiger Proteine und Enzyme. Infolge dieser Regelmechanismen sind Schädigungen selten. Vereinzelt kann es aber zu Mangelerscheinungen und Vergiftungen kommen (SCHEINBERG, 1991).

Wie aus Tabelle VI.3 zu entnehmen ist, schwanken die mittleren Kupfergehalte des Bodens in relativ engen Grenzen (5-40 ppm). Auch die vorliegenden Werte passen in dieses Bild. Bei den karbonatbeeinflussten Böden liegen die 10er und 90er Perzentile sämtlicher Tiefenstufen in diesem Bereich, bei den karbonatfreien Böden fallen nur die beiden untersten Tiefenstufen des 90er Perzentils knapp (mit 43 und 47 ppm) heraus (Abbildung VI.7 und Tabelle VI.10).



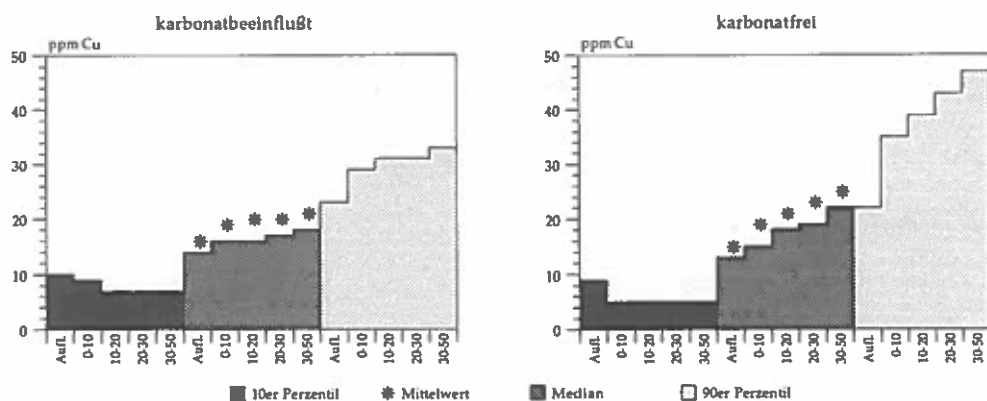


Abbildung VI.7: Statistische Kennwerte von Kupfer, getrennt nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden

Tabelle VI.10: Statistische Kennwerte von Kupfer (in ppm), getrennt nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden

Tiefenstufe	min	10-Perz	med	90-Perz	max	$\bar{x}$	$s_{\bar{x}}$	n
karbonatbeeinflusst								
Auflage	1	10	14	23	72	16	10	158
0-10 cm	3	9	16	29	132	19	14	172
10-20 cm	5	7	16	31	142	20	15	158
20-30 cm	3	7	17	31	139	20	16	150
30-50 cm	3	7	18	33	153	21	17	141
karbonatfrei								
Auflage	1	9	13	22	57	15	7	305
0-10 cm	1	5	15	35	156	19	17	331
10-20 cm	1	5	18	39	137	21	17	330
20-30 cm	1	5	19	43	124	23	18	328
30-50 cm	1	5	22	47	179	25	22	326

Auf beiden Substraten sind einige recht hohe Kupferwerte der Grund für den im Vergleich zum Median höheren Mittelwert. Nur bei sehr niedrigen Gehalten sind die Werte im Auflagehumus höher als im Mineralboden. Ein Tiefengradient tritt bei niedrigen Gehalten nicht auf. Bei mittleren und hohen Gehalten steigen die Kupfergehalte mit zunehmender Bodentiefe. In karbonatfreien Böden ist diese Zunahme deutlicher als auf karbonatbeeinflussten Böden. Dieser Umstand hängt mit verstärkter Verlagerung des Kupfers aus den oberen sauren in tiefere Bodenschichten mit höheren pH-Werten zusammen, welche zu einer Immobilisierung des aus den oberen Bereichen gelösten Kupfers führen.

In der Kartendarstellung sind 5 Gehaltsklassen unterschieden, aus Abbildung VI.8 ist ihre Verteilung ersichtlich. Folgende Interpretation wurde gewählt:

- ≤7 ppm: Mangel möglich, insbesondere wenn alle Tiefenstufen der Mineralböden betroffen sind. 6 Probeflächen auf karbonatbeeinflussten und 46 Probeflächen auf karbonatfreien Böden fallen in diese Kategorie, insgesamt 10 % aller Probeflächen. Auf karbonatbeeinflussten Flächen wirkt sich die bei hohen pH-Werten schlechte Verfügbarkeit zusätzlich negativ aus.  
 8 - 20 ppm: Normalbereich  
 21 - 50 ppm: oberer Normalbereich  
 51 - 100 ppm: erhöhte Werte  
 >100 ppm: stark erhöhte Werte

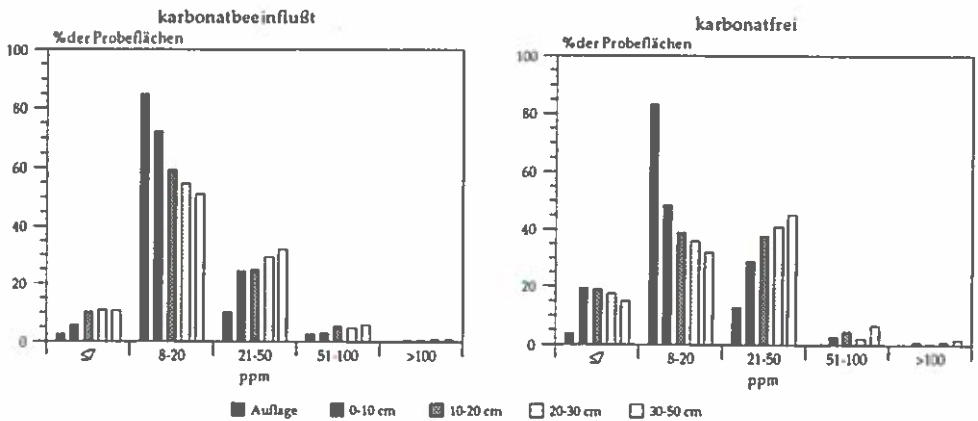


Abbildung VI.8: Prozentuelle Verteilung der Gehaltsklassen von Kupfer, getrennt nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden

Während bei den karbonatbeeinflussten Mineralböden die Gehaltsklasse 8-20 ppm über alle Tiefenstufen hinweg eindeutig dominiert, ist die Verteilung bei den karbonatfreien Böden etwas komplexer. Die Gehaltsklasse 8-20 ppm ist in der obersten Mineralbodenschicht am stärksten vertreten. In sämtlichen anderen Tiefenstufen weist die Gehaltsklasse 21-50 ppm die höchsten Anteile auf. Die Klasse mit Gehalten ≤7 ppm ist deutlich stärker bei den karbonatfreien als bei den karbonatbeeinflussten Böden besetzt. Erhöhte Gehalte (über 50 ppm) treten sowohl auf karbonatbeeinflussten als auch auf karbonatfreien Standorten selten auf (rund 5 % aller Punkte) und nehmen mit der Bodentiefe zu. Lithogene Herkünfte sind in diesen Fällen wahrscheinlich. Gehalte über 100 ppm in allen Tiefenstufen einer Probefläche kommen je einmal auf karbonatfreien und karbonatbeeinflussten Böden vor.

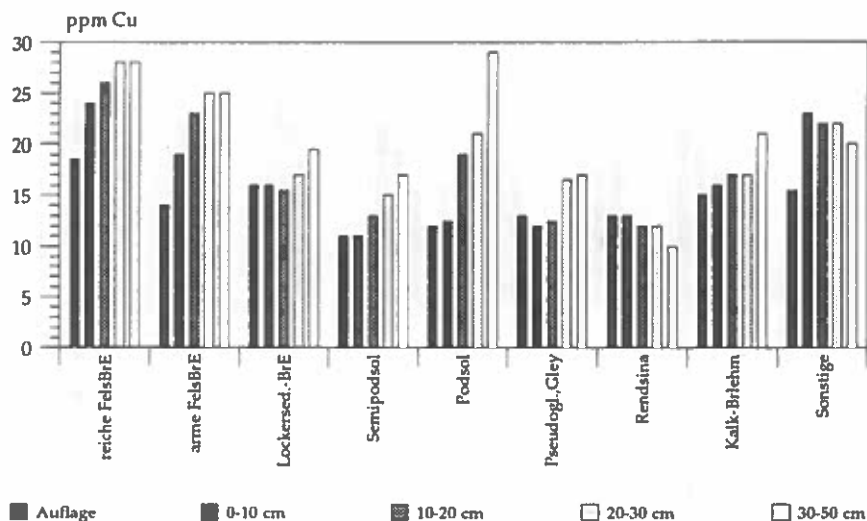


Abbildung VI.9: Kupfergehalte (Median in ppm), getrennt nach Bodentypengruppen

Abbildung VI.9 und Tabelle VI.11 zeigen die Medianverteilung von Kupfer nach Bodentypengruppen. Im Schnitt sind die höchsten Kupfergehalte bei der reichen Fels-Braunerde, gefolgt von der mageren Fels-Braunerde zu finden. Die Gehalte nehmen mit der Bodentiefe zu. Der markanteste Tiefengradient ist beim Podsol zu finden, wo ein sehr niedriger Medianwert der Tiefenstufe 0-10 cm dem höchsten Medianwert der Tiefenstufe 30-50 cm gegenübersteht (Auswaschung aus den oberen sauren Bodenschichten sowie Immobilisierung in den tiefen Bodenschichten mit höheren pH-Werten). Die Rendsinen verfügen über recht niedrige Kupfergesamtgehalte; hier sind sie im Gegensatz zu den meisten anderen Bodentypengruppen im Oberboden höher. Aus den recht kupferarmen Kalken (vgl. Tabelle VI.2) wurde vermutlich biogen etwas Kupfer im Oberboden angereichert; zusätzlich dürfte anthropogener Eintrag eine Rolle spielen (vgl. Abschnitt 6). Auf den sauren Böden wird dieser Eintrag relativ rasch in die Tiefe verlagert. Die im Vergleich zur Rendsina höheren Kupfergehalte der Kalk-Braunlehme können als Reste der Kalkverwitterung angesehen werden, die zu einer Konzentrationserhöhung bei den Residualtonen geführt hat; die Gehalte der Braunerden werden jedoch nicht erreicht.

Tabelle VI.11: Kupfergehalte (in ppm), getrennt nach Bodentypengruppen

Bodentypengr.	Auflage		0-10 cm		10-20 cm		20-30 cm		30-50cm	
	med	$\bar{x}$	med	$\bar{x}$	med	$\bar{x}$	med	$\bar{x}$	med	$\bar{x}$
reiche FelsBrE	17	18	24	29	26	31	28	33	28	35
arme FelsBrE	14	15	19	22	23	25	25	27	25	28
Lockersed.-BrE	16	18	16	20	16	21	17	22	20	26
Semipodsol	11	12	11	13	13	14	15	16	17	18
Podsol	12	14	13	13	19	20	21	24	29	34
Pseudogley/Gley	13	14	12	14	13	17	17	18	17	20
Rendsina	13	15	13	15	12	14	12	14	10	13
Kalk-Braunlehm	14	15	16	18	17	20	17	21	21	23

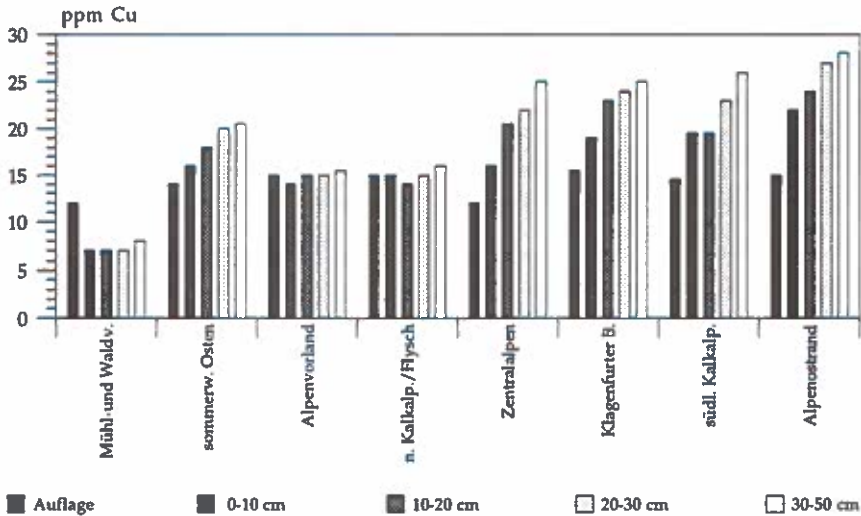


Abbildung VI.10 Kupfergehalte (Median in ppm) von Böden, getrennt nach Wuchsräumen

Die Medianverteilung des Kupfers über Tiefenstufen und Wuchsräume (Abbildung VI.10) läßt drei Fakten erkennen:

- Differenzierung in Wuchsräume mit überwiegend karbonatbeeinflusstem Substrat (kaum oder schwach ausgeprägter Tiefengradient) versus Wuchsräume mit großteils karbonatfreiem Substrat (deutlicher Tiefengradient).
- Das besonders kupferarme Ausgangssubstrat über Granit (Mühl- und Waldviertel - vgl. Tabelle VI.1).
- Die trotz sehr unterschiedlicher Kupfergehalte im Mineralboden in den verschiedenen Wuchsräumen recht einheitlichen Kupfergehalte des Auflagehumus. Dafür dürfte ein aktiver Regelmechanismus bei der Kupferaufnahme durch die Pflanze verantwortlich sein (vgl. Einleitungsabsatz Kupferkapitel). Über den Bestandesabfall macht sich im Auflagehumus diese „gezielte“ An- bzw. Abreicherung durch die Pflanze bemerkbar.

### 5.3 Zink

Zink ist ein recht häufiges und weitverbreitetes Element. Es spielt als essentielles Schwermetall eine wichtige Rolle bei enzymatischen Prozessen. Zinkmangel hat für Pflanzen, Tiere und Menschen gefährlichere Auswirkungen als Zinküberdosen.

Die in Österreichs Waldböden gefundenen Gehalte sind mit denen anderer Untersuchungen vergleichbar (Tabelle VI.2 und Tabelle VI.3). Deutliche Unterschiede sind zwischen karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden vorhanden: Die karbonatbeeinflussten Böden haben über alle Tiefenstufen hinweg höhere Gehalte als die karbonatfreien. Dieser Unterschied ist in der Tiefenstufe 0-10 cm am höchsten (etwa Faktor 2) und nimmt mit zunehmender Bodentiefe ab, so daß in der Tiefenstufe 30-50 cm die Unterschiede beinahe verschwinden (Abbildung VI.11 und Tabelle VI.12). Diese Befunde decken sich allerdings nicht mit denen von FIEDLER (1988), der auf Kalkböden die geringeren Zinkgehalte findet.

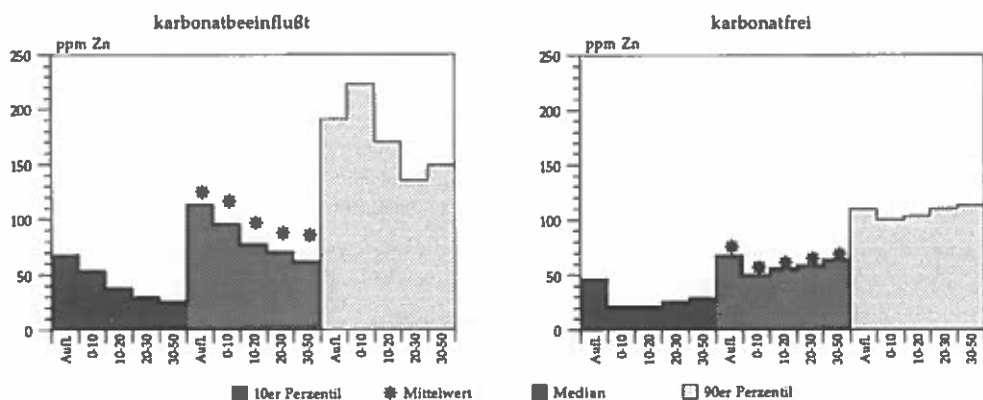


Abbildung VI.11: Statistische Kennwerte von Zink, getrennt nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden

Tabelle VI.12: Statistische Kennwerte von Zink (in ppm), getrennt nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden

Tiefenstufe	min	10-Perz	med	90-Perz	max	$\bar{x}$	$s_{\bar{x}}$	n
karbonatbeeinflusst								
Auflage	43	68	114	191	529	125	57	158
0-10 cm	6	54	96	223	445	117	78	172
10-20 cm	5	38	78	170	460	97	74	158
20-30 cm	4	30	71	135	529	88	77	150
30-50 cm	6	26	62	149	784	86	101	141
karbonatfrei								
Auflage	30	47	68	110	310	76	34	305
0-10 cm	5	22	50	100	290	57	36	331
10-20 cm	4	22	56	103	445	61	40	330
20-30 cm	4	26	59	110	300	65	38	328
30-50 cm	3	29	64	113	295	69	38	326

Die Tiefengradienten auf karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden sind gegenläufig: Während in karbonatbeeinflussten Mineralböden die Zinkgehalte mit zunehmender Bodentiefe abnehmen, steigen sie bei den karbonatfreien Böden leicht an. Für niedrige und mittlere Zinkgehalte gilt, daß im Auflagehumus die höchsten Gehalte zu finden sind; bei sehr hohen Zinkgehalten weist bei den karbonatbeeinflussten Böden die Tiefenstufe 0-10 cm die höchsten Gehalte auf, bei den karbonatfreien Böden die Tiefenstufe 30-50 cm. Die Unterschiede zwischen Mittelwert und Median sind bei den karbonatbeeinflussten Böden größer, als bei den karbonatfreien Böden, d. h., daß deutlich höhere Extremwerte auf karbonatbeeinflussten Böden auftreten.

Dieses unterschiedliche Verhalten von Zink auf unterschiedlichem Ausgangssubstrat hängt mit der pH-abhängigen Mobilität von Zink zusammen. Bei hohem pH-Wert ist Zink kaum beweglich. Das teils über den Bestandesabfall (biogen), teils über Immissionen eingebrachte Zink wird auf karbonatbeeinflussten Böden aus dem Auflagehumus und den oberen Mineralbodenschichten nur langsam in tiefere Schichten verlagert. Dieser bifunktionelle Anreicherungsmechanismus wird auch von RUPPERT (1990) vermutet. Auf karbonatfreien Böden dagegen wandert das im sauren Milieu sehr mobile Zink rasch in tiefere Bodenschichten; diese weisen etwas höhere pH-Werte auf, die die Beweglichkeit von Zink verringern und dadurch Anreicherung erlauben. Die Zink-Adsorption ist also streng pH-abhängig (FIEDLER, 1988).

In der Kartendarstellung sind 5 Gehaltsklassen von Zink unterschieden, aus Abbildung VI.12 ist ihre Verteilung ersichtlich. Folgende Interpretation wurde gewählt:

- ≤20 ppm Mangel möglich, insbesondere wenn alle Tiefenstufen der Mineralböden betroffen sind. 2 Probestflächen auf karbonatbeeinflussten und 11 Probestflächen auf karbonatfreien Böden fallen in diese Kategorie. Auf den karbonatbeeinflussten Böden wird durch die verminderte Verfügbarkeit eine Zink-Unterversorgung noch wahrscheinlicher (EISENBARTH und KOCH, 1986).
- 21 - 50 ppm Normalbereich  
 51 - 150 ppm oberer Normalbereich  
 151 - 300 ppm erhöhte Werte  
 >300 ppm stark erhöhte Werte

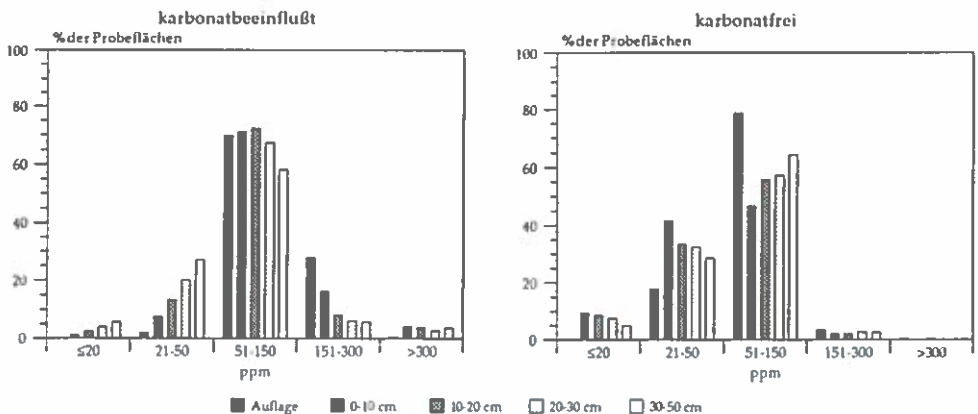


Abbildung VI.12: Prozentuelle Verteilung der Gehaltsklassen von Zink, getrennt nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden

Bei allen Böden und Tiefenstufen ist die Gehaltsklasse „oberer Normalbereich“ am stärksten besetzt (Abbildung VI.12). Über 300 ppm Zink findet man auf einigen karbonatbeeinflussten Probestflächen, auf 3 davon in allen Tiefenstufen. Auf 5 karbonatfreien Probestflächen sind in allen Tiefenstufen über 150 ppm Zink zu finden. Sämtliche erhöhten und stark erhöhten Gehalte sind vorwiegend auf lithogene Einflüsse zurückzuführen.

Karte VI.2: Zinkausstattung österreichischer Waldböden

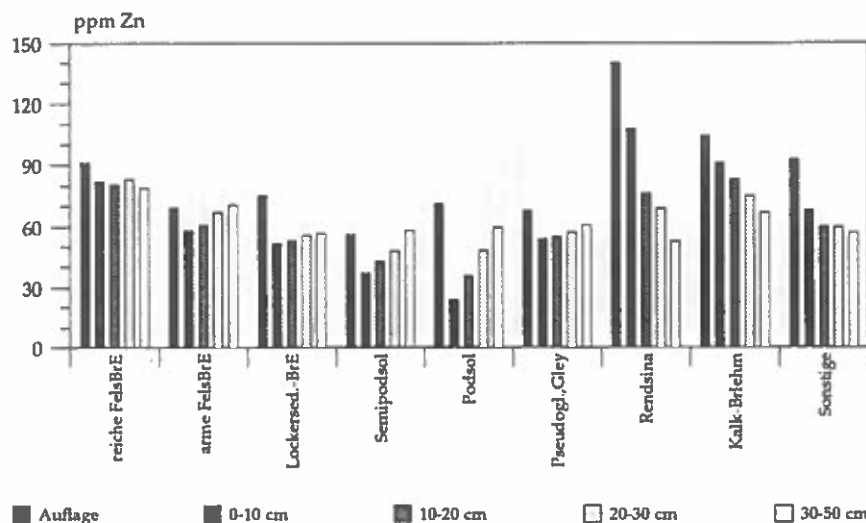


Abbildung VI.13: Zinkgehalte (Median in ppm), getrennt nach Bodentypengruppen

Tabelle VI.13: Zinkgehalte (in ppm), getrennt nach Bodentypengruppen

Bodentypengr.	Auflage		0-10 cm		10-20 cm		20-30 cm		30-50 cm	
	med	$\bar{x}$	med	$\bar{x}$	med	$\bar{x}$	med	$\bar{x}$	med	$\bar{x}$
reiche FelsBrE	89	101	82	95	81	97	83	95	79	94
arme FelsBrE	69	77	58	62	61	66	67	69	71	71
Lockersed.-BrE	75	79	52	58	53	59	56	59	57	61
Semipodsol	56	65	37	39	43	45	48	51	58	58
Podsol	70	70	24	28	36	36	49	52	60	66
Pseudogley/Gley	68	72	54	58	55	59	58	61	62	63
Rendsina	140	145	108	126	77	92	69	78	53	79
Kalk-Braunlehm	104	104	91	110	83	102	75	99	67	92

Bei sämtlichen Bodentypengruppen sind, ähnlich wie bei FIEDLER (1988), die höchsten Zinkgehalte in der Humusauflage zu finden. Je höher die mittleren pH-Werte einer Bodentypengruppe sind, desto höher sind auch die Summen der Zinkgehalte über sämtliche Tiefenstufen. Gleichzeitig ist auch der Gradient von hohen Gehalten (oben) zu niedrigen Gehalten (unten) am steilsten (Rendsina). Umgekehrt ist die Situation bei den sauren Bodentypengruppen: Je niedriger der mittlere pH-Wert, desto niedriger auch die Summe der Zinkgehalte über sämtliche Tiefenstufen. Gleichzeitig ist auch der Gradient von niedrigen Gehalten (Oberboden) zu hohen Gehalten (Unterboden) am steilsten (Podsol). Die reiche Fels-Braunerde (kein Gradient) nimmt so gesehen eine Mittelstellung ein (Abbildung VI.13 und Tabelle VI.13).

Die Verteilung der Zinkgehalte über die Wuchsräume (Abbildung VI.14) zeigt die höchsten Zinkgehalte ebenfalls in den Auflagen (einzige Ausnahme „Alpenostrand“) sowie die Differenzierung der Wuchsräume nach den jeweils überwiegenden Ausgangsmaterialien.

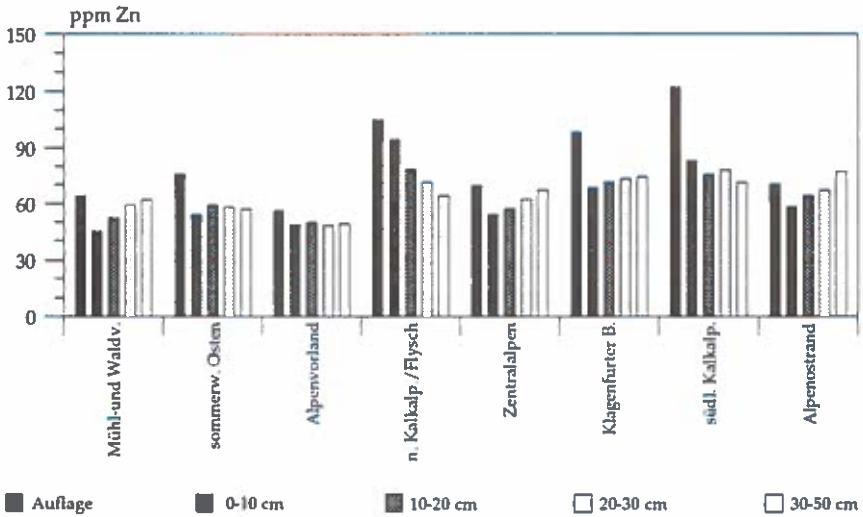


Abbildung VI.14: Zinkgehalte (Median in ppm) von Böden, getrennt nach Wuchsräumen

#### 5.4 Kobalt

Kobalt ist im Gegensatz zu Mangan, Kupfer und Zink ein für das Pflanzenwachstum unbedeutendes Element (Tabelle VI.1); für Mensch und Tier ist es in Form von Vitamin B<sub>12</sub> essentiell, höhere Mengen wirken toxisch.

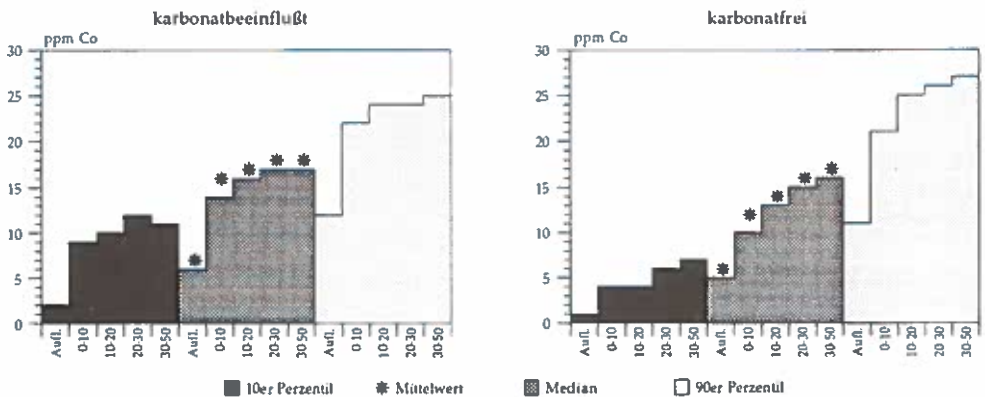


Abbildung VI.15: Statistische Kennwerte von Kobalt, getrennt nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden

Die in den österreichischen Waldböden gefundenen Werte passen in den aus der Literatur bekannten Rahmen (Tabelle VI.2 und VI.3). Einige Unterschiede zu den bisher diskutierten essentiellen Schwermetallen fallen auf (Abbildung VI.15 und Tabelle VI.14):



- Kobalt reichert sich im Auflagehumus nicht an (weder biogen, noch durch Immissionen): Die Auflagen haben durchwegs die deutlich niedrigsten Gehalte. Mit zunehmender Mineralbodentiefe steigen die Kobaltgehalte in allen Böden kontinuierlich an.
- Die Unterschiede zwischen karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Probestflächen sind gering, insbesondere beim Mittelwert, Median und 90er Perzentil. Allerdings liegen die Minima und die Werte des 10er Perzentils bei den karbonatbeeinflussten Böden deutlich über denen karbonatfreier Böden. Ursache ist die verstärkte Auswaschung von Kobalt bei niedrigen pH-Werten, weshalb saure Böden ausgesprochen kobaltarm sein können.
- Auf karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Standorten ist der Median nur wenig niedriger als der Mittelwert. Dies deutet auf eine gleichmäßige Verteilung und nur wenige bzw. nicht allzu hohe Extremwerte hin.

Tabelle VI.14: Statistische Kennwerte von Kobalt (in ppm), getrennt nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden

Tiefenstufe	min	10-Perz	med	90-Perz	max	$\bar{x}$	$s_{\bar{x}}$	n
karbonatbeeinflusst								
Auflage	1	2	6	12	26	7	4	158
0-10 cm	3	9	14	22	102	16	9	172
10-20 cm	4	10	16	24	109	17	10	158
20-30 cm	5	12	17	24	105	18	9	150
30-50 cm	5	11	17	25	99	18	9	141
karbonatfrei								
Auflage	0	1	5	11	22	6	4	305
0-10 cm	1	4	10	21	41	12	8	331
10-20 cm	1	4	13	25	41	14	8	330
20-30 cm	1	6	15	26	56	16	8	328
30-50 cm	1	7	16	27	73	17	8	326

Die Überschreitung des Richtwertes „Belastungsverdacht“ gemäß Tabelle VI.4 (20 ppm) tritt auf rund 25 % aller Standorte auf, die Überschreitung von 50 ppm nur in 1 Fall. Diese Anreicherungen sind lithogen.

Tabelle VI.15: Kobaltgehalte (in ppm), getrennt nach Bodentypengruppen

Bodentypengr.	Auflage		0-10 cm		10-20 cm		20-30 cm		30-50 cm	
	med	$\bar{x}$	med	$\bar{x}$	med	$\bar{x}$	med	$\bar{x}$	med	$\bar{x}$
reiche FelsBrE	7	8	17	18	17	19	19	20	20	22
arme FelsBrE	5	6	11	13	15	16	16	17	18	18
Lockersed.-BrE	6	7	12	13	14	15	15	16	16	17
Semipodsol	3	4	7	8	8	10	10	11	12	13
Podsol	3	3	7	8	10	11	15	15	14	16
Pseudogley/Gley	6	6	12	13	14	15	16	16	15	17
Rendsina	5	6	13	13	13	14	15	15	15	15
Kalk-Braunlehm	7	7	16	18	20	21	20	21	19	21

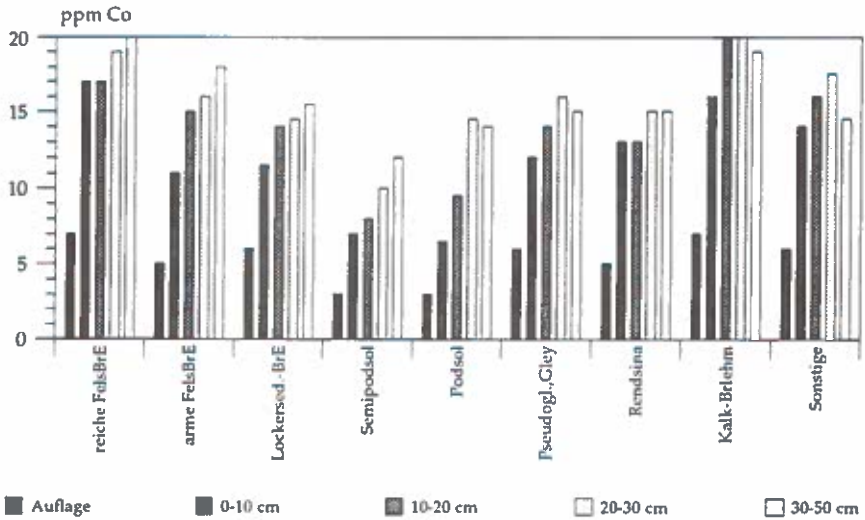


Abbildung VI.16: Kobaltgehalte (Median in ppm), getrennt nach Bodentypengruppen

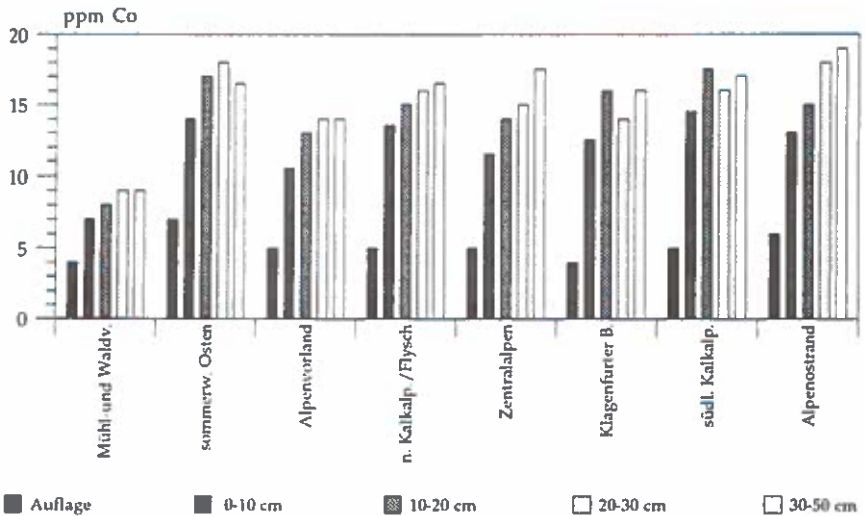


Abbildung VI.17: Kobaltgehalt (Median in ppm) von Boden, getrennt nach Wuchsräumen

Eine Differenzierung der Kobaltgehalte nach Bodentypengruppen (Abbildung VI.16 und Tabelle VI.15) ist kaum gegeben: Eher höhere Gehalte sind auf reichen Fels-Braunerden und Kalk-Braunlehm zu finden, niedrigere Gehalte auf den stark sauren Podsolen und Semipodsolen. Noch einheitlicher präsentieren sich die Medianwerte differenziert nach Wuchsräumen (Abbildung VI.17). Lediglich das geologisch homogene Mühl- und Waldviertel hebt sich durch deutlich niedrigere Kobaltgehalte ab.

5.5 Chrom

Chrom ist ein weitverbreitetes, in vielen Mineralen vorkommendes Element, welches keine Bedeutung für die Pflanzenernährung hat, wohl aber in geringen Mengen für Mensch und Tier notwendig ist. In größeren Mengen ist es toxisch, wobei die Schädlichkeit vor allem von der Oxidationsstufe des Chroms abhängt. Chrom(VI)-Verbindungen sind 100 bis 1000 mal toxischer als die häufigeren Cr(III)-Verbindungen. Eine Differenzierung dieser Oxidationsstufe des Chroms wurde in dieser Untersuchung allerdings nicht vorgenommen.

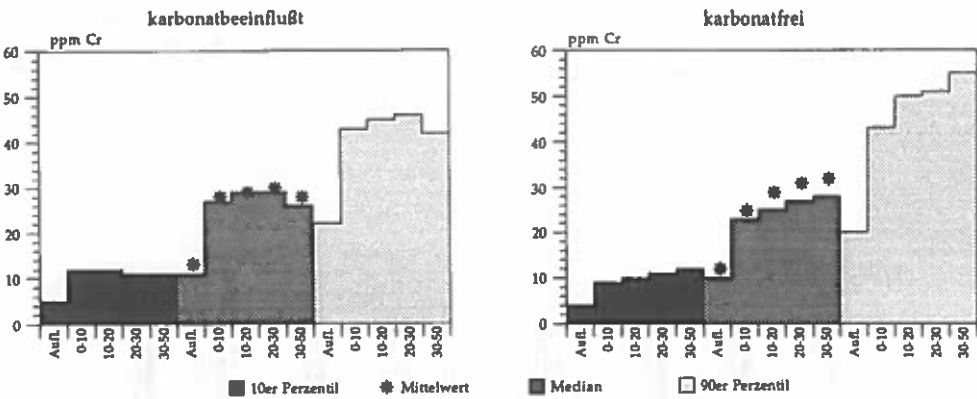


Abbildung VI.18: Statistische Kennwerte von Chrom, getrennt nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden

Tabelle VI.16: Statistische Kennwerte von Chrom (in ppm), getrennt nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden

Tiefenstufe	min	10-Perz	med	90-Perz	max	$\bar{x}$	$s_{\bar{x}}$	n
karbonatbeeinflusst								
Auflage	1	5	11	22	75	13	9	158
0-10 cm	3	12	27	43	103	28	13	172
10-20 cm	3	12	29	45	110	29	14	158
20-30 cm	1	11	29	46	120	30	15	150
30-50 cm	2	11	26	42	110	28	15	141
karbonatfrei								
Auflage	1	4	10	20	65	12	8	305
0-10 cm	1	9	23	43	135	25	18	331
10-20 cm	1	10	25	50	146	29	20	330
20-30 cm	1	11	27	51	142	31	20	328
30-50 cm	1	12	28	55	143	32	22	326

Die analysierten Werte liegen grösstenteils innerhalb der in der Literatur angeführten Bereiche (Tabellen VI.2 und VI.3). Wie aus Abbildung VI.18 und Tabelle VI.16 ersichtlich, verhält sich Chrom ähnlich wie das pflanzenphysiologisch ebenfalls unbedeutende Kobalt: Die niedrigsten Gehalte sind im Auflagehumus zu finden. In den karbonatfreien Böden steigen mit zunehmender Bodentiefe die Chromgehalte an. In den karbonatbeeinflussten Böden ist hingegen kein Tiefengradient vorhanden. Besonders auf diesen Böden sind noch deutlicher als bei Kobalt Median und Mittelwert einander genähert. Extremwerte gibt es nicht.

Auf den karbonatfreien Böden findet man diese Übereinstimmung von Median und Mittelwert nicht. Die Maxima liegen höher als auf karbonatbeeinflussten Böden. Der Wert von 50 ppm Chrom (Belastungsverdacht) wird auf 4 Flächen karbonatbeeinflusster Böden in allen Tiefenstufen des Mineralbodens überschritten. Davon wird auf 1 Fläche der Richtwert von 100 ppm übertroffen. Auf 18 karbonatfreien Probestflächen werden 50 ppm in allen Tiefenstufen überschritten, auf 3 davon sogar 100 ppm. Auf die lithogene Herkunft dieser Anreicherungen wird im Abschnitt 6 eingegangen.

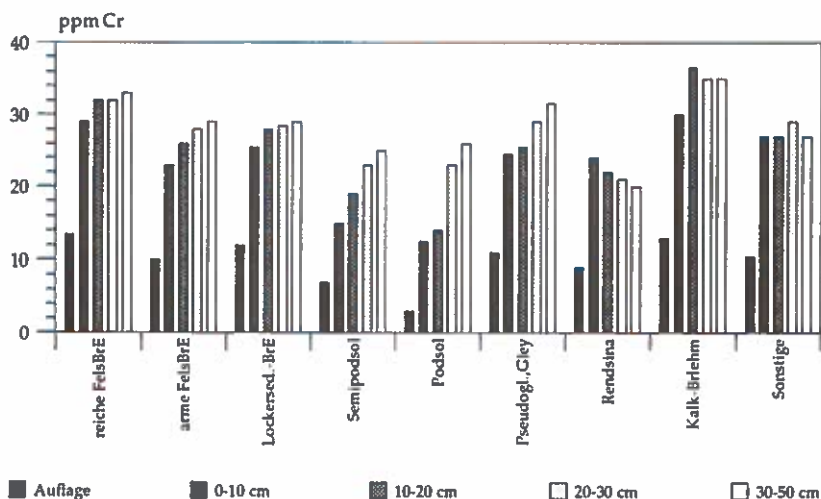


Abbildung VI.19: Chromgehalte (Median in ppm), getrennt nach Bodentypengruppen

Tabelle VI.17: Chromgehalte (in ppm), getrennt nach Bodentypengruppen

Bodentypengr.	Auflage		0-10 cm		10-20 cm		20-30 cm		30-50 cm	
	med	$\bar{x}$	med	$\bar{x}$	med	$\bar{x}$	med	$\bar{x}$	med	$\bar{x}$
reiche FelsBrE	15	18	29	37	32	40	32	40	33	42
arme FelsBrE	10	12	23	28	26	31	28	33	29	33
Lockersed.-BrE	12	14	26	27	28	30	29	31	29	32
Semipodsol	7	9	15	18	19	21	23	24	25	26
Podsol	3	4	13	15	14	20	23	24	26	25
Pseudogley/Gley	11	12	25	24	26	27	28	29	31	30
Rendzina	9	11	24	24	22	24	21	24	20	22
Kalk-Braunlehm	13	15	30	32	37	36	35	36	35	34

Hinsichtlich der Differenzierung der Chromgehalte nach Bodentypengruppen (Abbildung VI.19, Tabelle VI.17) ergibt sich ein ähnliches Bild wie bei Kobalt: Nur geringe Differenzierungen mit etwas höheren Medianwerten auf den reichen Fels-Braunerden und den Kalk-Braunlehm und niedrige Gehalte auf Semipodsolen und Podsolen, die einen deutlichen Tiefengradienten (Zunahme der Gehalte mit der Tiefe) aufweisen. Nahezu keine Unterschiede bringt die Aufteilung nach Wuchsräumen (Abbildung VI.20); nur der Wuchsraum Mühl- und Waldviertel fällt wieder durch besonders niedrige Gehalte auf.

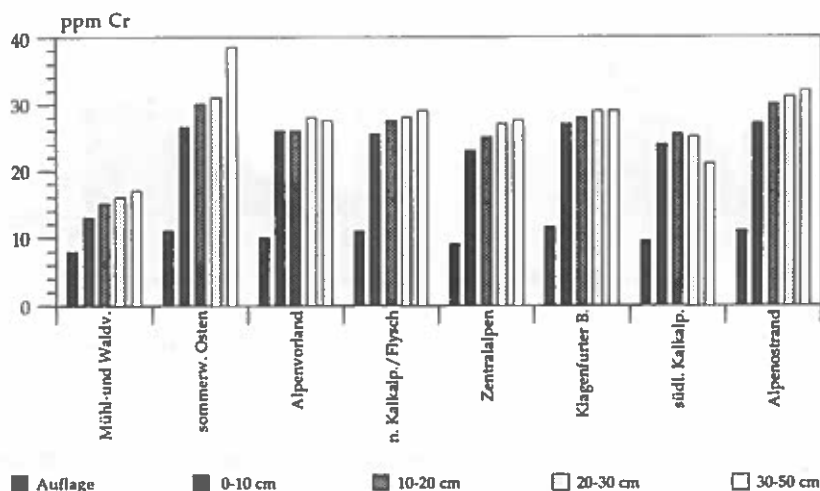


Abbildung VI.20: Chromgehalte (Median in ppm) von Böden, getrennt nach Wuchsräumen

## 5.6 Nickel

Die Bedeutung von Nickel für pflanzliche und tierische Organismen ist gering. In nur sehr wenigen Fällen scheint Nickel essentiell zu sein, wie beispielsweise für die Fabaceae (Schmetterlingsblütler). Die in der Umwelt vorhandenen Konzentrationen sind für Pflanzen und Tiere relativ ungiftig, höhere Konzentrationen wirken jedoch toxisch, vor allem wenn sie in leicht absorbierbarer Form vorliegen. So sind zur Bewertung eventueller Toxizität bei Nickel nicht allein die Konzentration, sondern auch die chemische Verbindung und Aufnahmemöglichkeit von Bedeutung. In dieser Arbeit wird jedoch nur auf die Gesamtgehalte Bezug genommen.

Der Großteil der gemessenen Werte liegt innerhalb der in der Literatur (Tabelle VI.2, Tabelle VI.3) angegebenen Bereiche. Die 90er Perzentile überschreiten diesen Bereich teilweise, die Maxima deutlich. Dabei verhalten sich die Gehalte auf karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Probestflächen recht ähnlich (Abbildung VI.21 und Tabelle VI.18). Bei beiden Gruppen verfügen die Humusaufgaben über die niedrigsten Gehalte aller Tiefenstufen - ähnlich wie bei den ebenfalls nicht essentiellen Schwermetallen Kobalt und Chrom. Mit zunehmender Bodentiefe steigen die Nickelgehalte generell. Dabei weisen die karbonatbeeinflussten Böden fast durchwegs etwas höhere Gehalte auf (sicherlich bedingt durch die bei höheren pH-Werten geringere Beweglichkeit des sonst recht mobilen Nickels). Die Mediane sind niedriger als die

Mittelwerte. Die Differenzen sind aber nicht allzu groß und deuten somit auf eine relativ gleichförmige Verteilung hin.

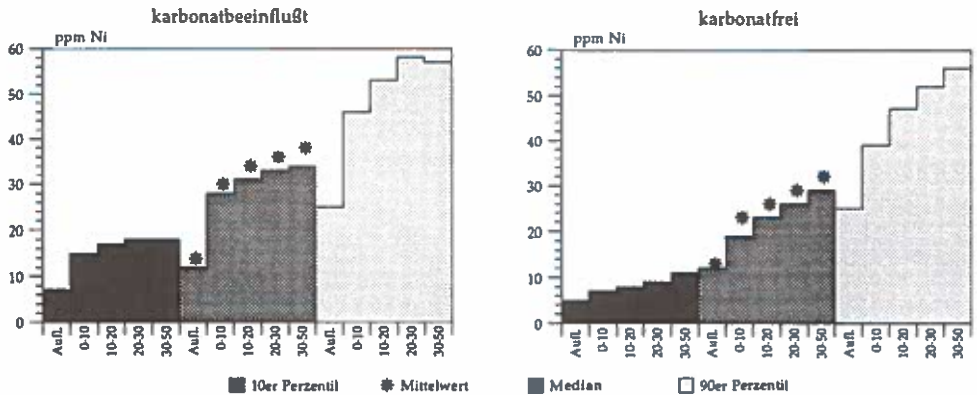


Abbildung VI.21: Statistische Kennwerte von Nickel, getrennt nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden

Tabelle VI.18: Statistische Kennwerte von Nickel (in ppm), getrennt nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden

Tiefenstufe	min	10-Perz	med	90-Perz	max	$\bar{x}$	$s_x$	n
karbonatbeeinflusst								
Auflage	1	7	12	25	49	14	8	158
0-10 cm	9	15	28	46	151	30	16	172
10-20 cm	9	17	31	53	160	34	17	158
20-30 cm	10	18	33	58	160	36	18	150
30-50 cm	10	18	34	57	161	38	20	141
karbonatfrei								
Auflage	1	5	12	25	74	13	8	305
0-10 cm	1	7	19	39	115	23	17	331
10-20 cm	1	8	23	47	126	26	18	330
20-30 cm	1	9	26	52	144	29	19	328
30-50 cm	2	11	29	56	227	32	22	326

Der Richtwert für Belastung (60 ppm - Tabelle VI.4) wird bei den karbonatfreien Böden auf 8 Probestellen in allen Tiefenstufen des Mineralbodens überschritten, bei karbonathaltigen Böden auf 6 Probestellen. Bei diesen Probestellen sind die Gehalte an Kobalt und Chrom ebenfalls deutlich erhöht, was auf ein insgesamt schwermetallreiches Ausgangssubstrat schließen läßt.

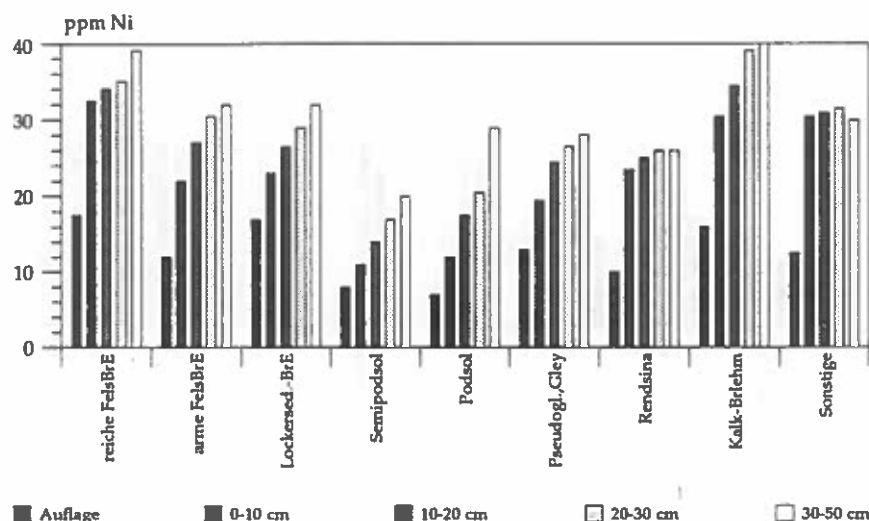


Abbildung VI.22: Nickelgehalte (Median in ppm), getrennt nach Bodentypengruppen

Tabelle VI.19: Nickelgehalte (in ppm), getrennt nach Bodentypengruppen

Bodentypengr.	Auflage		0-10 cm		10-20 cm		20-30 cm		30-50 cm	
	med	$\bar{x}$	med	$\bar{x}$	med	$\bar{x}$	med	$\bar{x}$	med	$\bar{x}$
reiche FelsBrE	18	19	33	37	34	40	35	43	39	47
arme FelsBrE	12	14	22	25	27	29	31	32	32	34
Lockersed.-BrE	16	17	23	26	27	29	29	32	32	34
Semipodsol	8	9	11	14	14	17	17	19	20	22
Podsol	7	7	12	13	18	18	21	25	29	29
Pseudogley/Gley	13	15	20	22	25	26	27	29	28	32
Rendzina	10	12	24	24	25	26	26	28	26	29
Kalk-Braunlehm	16	16	31	35	35	40	39	43	40	46

Diese zwar deutlich erhöhten aber natürlichen, d. h. lithogenen Schwermetallgehalte sind jedoch so niedrig, daß sie die Vegetation nicht auffällig beeinflussen, wie die Vegetationsaufnahmen dieser Standorte zeigen (KARRER, 1992).

Wie schon bei Kobalt und Chrom weisen auch bei Nickel die Kalk-Braunlehme und die eutrophen Fels-Braunerden die höchsten Gehalte auf (Abbildung VI.22 und Tabelle VI.19). Die Semipodsole und Podsole verfügen über die niedrigsten Gehalte, wobei der Gradient bei den Podsolen (zunehmende Gehalte mit zunehmender Tiefe) am deutlichsten ausgeprägt ist. Die nach Wuchsräumen differenzierten Gehalte sind sehr ausgeglichen. Wie bei den übrigen Schwermetallen hat der Wuchsraum Mühl- und Waldviertel (Grundgestein Granit) die mit Abstand niedrigsten Gehalte (Abbildung VI.23).

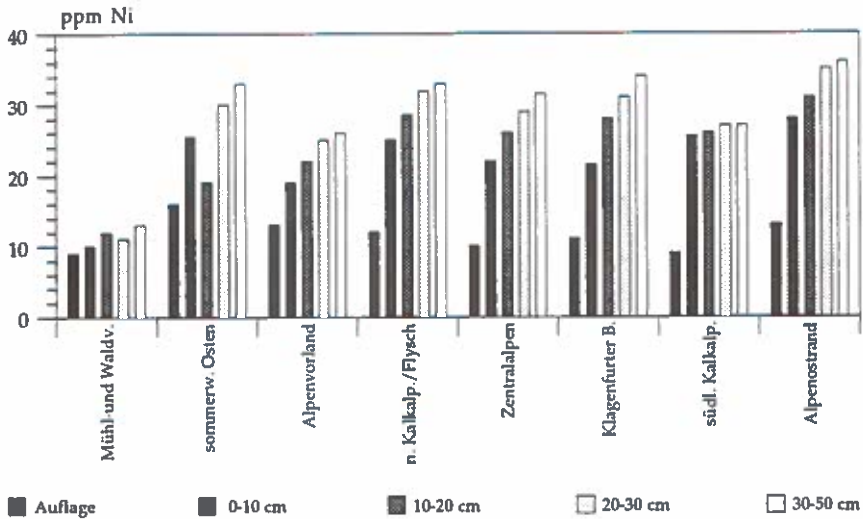


Abbildung VI.23: Nickelgehalte (Median in ppm) von Böden, getrennt nach Wuchsräumen

## 5.7 Blei

Blei ist ein in der Natur weitverbreitetes, aber nicht essentielles Schwermetall. In den letzten Jahrzehnten werden die natürlichen Konzentrationen im Boden zunehmend anthropogen überlagert; dabei ist zwischen den natürlichen und anthropogenen Anteilen nicht leicht zu unterscheiden. Es wurde selbst im industriefernen Grönlandeis und der Antarktis in jüngerer Zeit ein steiler Anstieg der Bleigehalte festgestellt (MUROZUMI et al., 1969; BOUTRON, 1982).

Die hohe Toxizität des Bleis kommt in der Regel wegen seiner geringen Mobilität und Bioverfügbarkeit im Boden nicht unmittelbar zum Tragen (vgl. Tabellen VI.5 und VI.6). Diese Eigenschaften fördern jedoch die kontinuierliche Akkumulation immittierten Bleis.

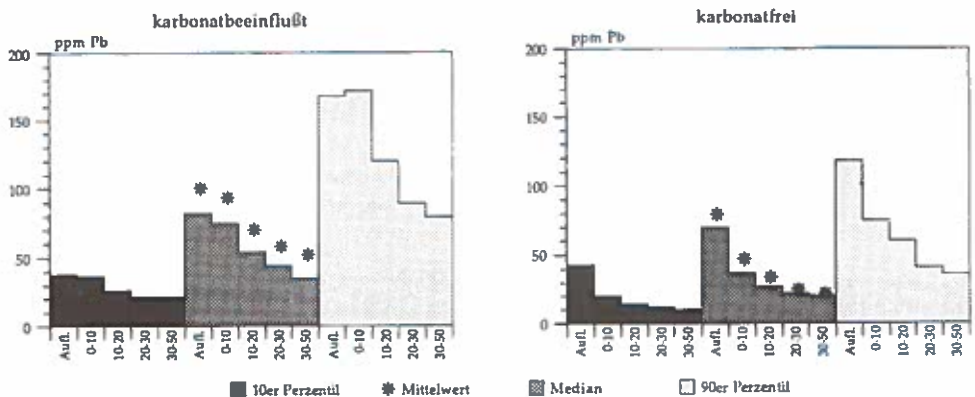


Abbildung VI.24: Statistische Kennwerte von Blei, getrennt nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden



Durchschnittliche Gehalte von Blei in Gesteinen und Böden zeigen die Tabellen VI.2 und VI.3. Der dabei angeführte Wert von 40 ppm Blei wird bei den karbonatbeeinflussten Böden von den Mittelwerten sämtlicher Tiefenstufen überschritten! Auf den karbonatfreien Böden liegen immer noch die Mittelwerte der Humusauflagen und der obersten 10 cm der Mineralböden darüber (Abbildung VI.24 und Tabelle VI.20).

*Tabelle VI.20: Statistische Kennwerte von Blei (in ppm), getrennt nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden*

Tiefenstufe	min	10-Perz	med	90-Perz	max	$\bar{x}$	$s_x$	n
karbonatbeeinflusst								
Auflage	20	38	82	168	618	100	78	158
0-10 cm	16	37	75	172	571	93	73	172
10-20 cm	15	26	54	120	637	70	70	158
20-30 cm	13	21	44	89	656	58	74	150
30-50 cm	14	21	35	79	629	52	68	141
karbonatfrei								
Auflage	10	43	70	118	592	79	47	305
0-10 cm	1	20	37	75	382	47	36	331
10-20 cm	2	14	27	60	176	34	24	330
20-30 cm	4	12	22	41	125	25	15	328
30-50 cm	1	10	20	36	112	22	13	326

Im Gegensatz zu den schon besprochenen nicht essentiellen Schwermetallen Kobalt, Chrom und Nickel weisen bei Blei fast durchwegs die Humusauflagen die höchsten Gehalte auf. Besonders auf saurem Substrat sind die Gehalte der Auflagen deutlich höher als die der Mineralböden. Auf karbonatbeeinflussten und auf den karbonatfreien Böden sinken die Gehalte mit zunehmender Bodentiefe. Dabei liegen im Bereich zwischen den 10er und 90er Perzentilen die Gehalte auf karbonatbeeinflussten Mineralböden etwa um den Faktor 2 höher als auf den sauren (Abbildung VI.24 und Tabelle VI.20). Die mit der Bodentiefe deutlich abnehmenden Gehalte deuten gemeinsam mit dem extrem hohen atmosphärischen Interferenzfaktor (Tabelle VI.7) und nur minimalen biogenen Anreicherungsmöglichkeiten für den Auflagehumus (Tabelle VI.6) auf starke Immissionsbelastung durch Blei hin. So meint auch eine Reihe anderer Autoren wie beispielsweise MAYER und HEINRICHS (1980), daß eine biogene Akkumulation großer Bleimengen angesichts der relativ geringen Mengen in der Vegetation unwahrscheinlich ist. Dieser Problematik wird im Abschnitt 6 detailliert nachgegangen.

Auf den karbonatbeeinflussten Böden differieren Median und Mittelwert sehr stark. Einige besonders hohe Gehalte führen zu einer schiefen Verteilung.

In der Kartendarstellung sind 5 Gehaltsklassen unterschieden, aus Abbildung VI.25 ist deren Verteilung ersichtlich. Folgende Interpretation wurde gewählt:

- ≤ 20 ppm: Normalbereich
- 21 - 50 ppm: oberer Normalbereich
- 51 - 100 ppm: erhöht
- 101 - 200 ppm: belastet
- > 200 ppm: stark belastet

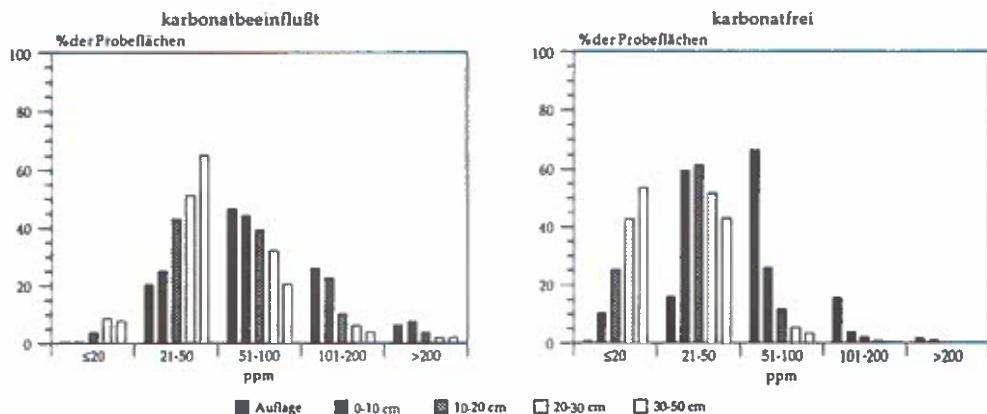


Abbildung VI.25: Prozentuelle Verteilung der Gehaltsklassen von Blei, getrennt nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden

Die auf karbonatbeeinflussten Böden noch höhere Immobilität von Blei unterbindet dessen Verlagerung nahezu vollständig. Auf diesen Probestflächen kommt es daher zu einer stärkeren Besetzung höherer Gehaltsklassen.

Gehalte über 50 ppm sind meist, sicher nicht durchwegs, auf anthropogene Einflüsse zurückzuführen. Doch können auch Gehalte unter 50 ppm recht beachtliche anthropogene Anteile beinhalten. Extrem hohe Gehalte über alle Tiefenstufen lassen lithogene Herkunft wahrscheinlich erscheinen.

Sieht man von den extrem hohen Gehalten des Auflagehumus ab und beschränkt sich auf die Betrachtung des Mineralbodens, so ergibt sich folgendes Bild: Auf den karbonatbeeinflussten Probestflächen weisen insgesamt rund 75 % (!) aller Böden der Tiefenstufe 0-10 cm Gehalte auf, die höher sind als der in Tabelle VI.4 genannte Belastungsverdacht von 50 ppm. Davon liegen rund 30 % aller Böden sogar über dem Richtwert von 100 ppm. In der Tiefenstufe 30-50 cm liegen noch 27 % aller Flächen über 50 ppm, mehr als 6 % über 100 ppm. 7 karbonatbeeinflusste Probestflächen haben in allen Tiefenstufen Bleigehalte von über 100 ppm.

Auf den karbonatfreien Probestflächen übertreffen rund 30 % aller Böden der Tiefenstufe 0-10 cm die 50 ppm Grenze, über 4 % aller Böden liegen über 100 ppm. In der untersten Tiefenstufe verfügen nur mehr knapp 4 % aller Probestflächen über mehr als 50 ppm Blei, nur mehr eine einzige Probestfläche weist in dieser Tiefenstufe über 100 ppm Blei auf. Es ist die einzige Probestfläche karbonatfreier Standorte, welche in allen Tiefenstufen über mehr als 100 ppm Blei verfügt.

Vergleichbare, teilweise noch höhere Bleigehalte wurden in Waldböden Nordrhein-Westfalens gefunden (NEITE et al., 1992).

Die Medianverteilung von Blei über Bodentypengruppen (Abbildung VI.26 und Tabelle VI.21) zeigt ebenfalls den ausgeprägten Tiefengradienten mit den höchsten Gehalten in der Auflage. In der Tiefenstufe 30-50 cm liegen fast alle Medianwerte um 20 ppm. Nur die Rendsinen und Kalk-Braunlehme liegen deutlich darüber.

**Karte VI.3: Bleiausstattung österreichischer Waldböden**

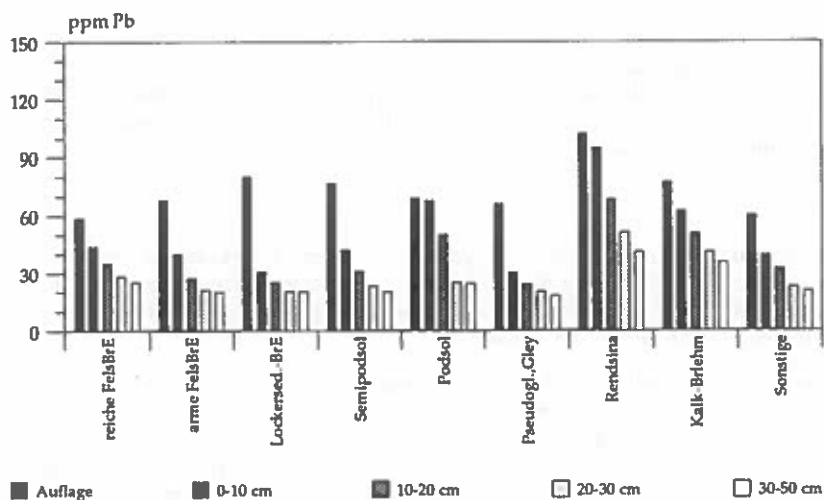


Abbildung VI.26: Bleigehalte (Median in ppm), getrennt nach Bodentypengruppen

Tabelle VI.21: Bleigehalte (in ppm), getrennt nach Bodentypengruppen

Bodentypengr.	Auflage		0-10 cm		10-20 cm		20-30 cm		30-50 cm	
	med	$\bar{x}$	med	$\bar{x}$	med	$\bar{x}$	med	$\bar{x}$	med	$\bar{x}$
reiche FelsBrE	59	67	44	53	35	44	28	35	25	31
arme FelsBrE	68	80	40	50	27	33	21	26	20	22
Lockersed.-BrE	57	76	31	37	25	28	21	23	20	21
Semipodsol	77	86	42	46	31	34	23	24	20	20
Podsol	69	73	68	80	50	64	25	30	25	27
Pseudogley/Gley	66	74	30	40	24	29	20	22	18	21
Rendzina	102	127	95	113	68	79	51	62	41	54
Kalk-Braunlehm	77	82	62	85	51	73	41	68	35	61

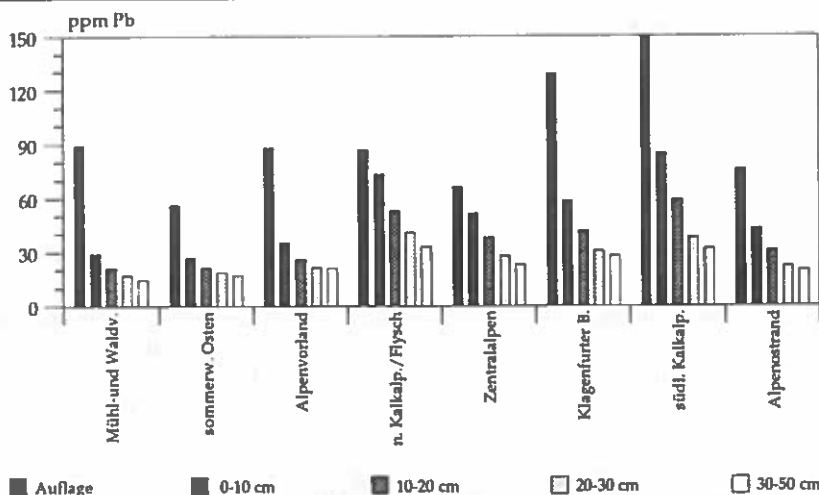


Abbildung VI.27: Bleigehalte (Median in ppm) von Böden, getrennt nach Wuchsräumen

Die Gliederung nach Wuchsräumen (Abbildung VI.27) läßt den Tiefengradienten klar erkennen. Wuchsräume, in denen karbonatische Ausgangsmaterialien vorherrschen, sind durch höhere Bleigehalte im Mineralboden kenntlich. Eine Interpretation der sehr unterschiedlichen Gehalte im Auflagehumus ist wegen der unterschiedlichen Expositionen innerhalb der Wuchsräume schwierig (vgl. Abschnitt 6).

### 5.8 Cadmium

Cadmium ist ein für Pflanze, Tier und Mensch toxisches Schwermetall. Seiner Toxizität kommt wegen der hohen Mobilität dieses Elementes besondere Bedeutung zu. Durch seine Vergesellschaftung mit Zink ist es allgegenwärtig und gelangt seit Beginn der Industrialisierung über Emissionen zunehmend in die Umwelt.

Die durchschnittlichen Cadmiumgehalte von Gesteinen ( $<0,2$  ppm, Tabelle VI.2) bzw. von Böden (bis zu  $0,5$  ppm, Tabelle VI.3) werden ebenso wie die Werte von  $0,5$  ppm für Belastungsverdacht und  $1,0$  ppm als Richtwert für Belastung (Tabelle VI.4) deutlich übertroffen: Die Mediane karbonatbeeinflusster Böden überschreiten  $0,5$  ppm mit Ausnahme des Medians der Tiefenstufe 30-50 cm. Im Auflagehumus werden sogar vom 10er Perzentil  $0,5$  ppm übertroffen. Das 90er Perzentil liegt je nach Tiefenstufe um das 5- bis 7fache über dem Wert für Belastungsverdacht (Abbildung VI.28 und Tabelle VI.22). Wie bei Blei ist ein sehr deutlicher Tiefengradient (abnehmende Gehalte mit der Bodentiefe) im Mineralboden festzustellen. Bei niedrigen und mittleren Gehalten sind die Werte der Auflage höher als die der Mineralböden. Bei sehr hohen Gehalten (90er Perzentil) sind die Gehalte der oberen Tiefenstufen karbonatbeeinflusster Mineralböden höher als die der Auflagen. Mediane und Mittelwerte liegen wegen einiger Extremgehalte (Tabelle VI.22 - Maxima) sehr weit aus einander.

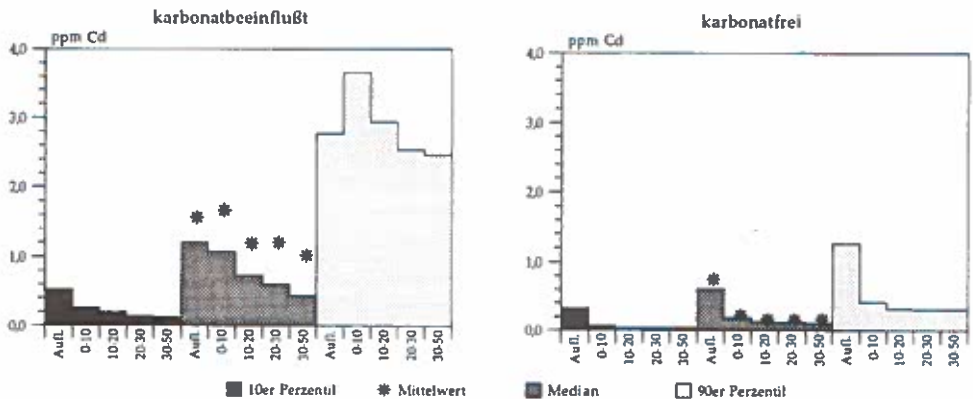


Abbildung VI.28: Statistische Kennwerte von Cadmium, getrennt nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden

Die statistischen Kennwerte karbonatfreier Böden passen viel besser zu den in der Literatur genannten Gehalten: Gehalte über  $0,5$  ppm werden nur von den Auflagen (aber nicht von deren 10er Perzentil) und natürlich von den Maximalwerten sämtlicher Tiefenstufen übertroffen (Tabelle VI.22). Durchwegs haben auf sauren Substraten die Auflagen die (deutlich) höchsten Gehalte. Der Tiefengradient im Mineralboden ist schwach ausgeprägt.

Karte VI.4: Cadmiumausstattung österreichischer Waldböden

Tabelle VI.22: Statistische Kennwerte von Cadmium (in ppm), getrennt nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden

Tiefenstufe	min	10-Perz	med	90-Perz	max	$\bar{x}$	$s_{\bar{x}}$	n
<b>karbonatbeeinflusst</b>								
Auflage	0,24	0,52	1,20	2,77	9,26	1,56	1,35	158
0-10 cm	0,07	0,26	1,07	3,66	17,57	1,66	1,96	172
10-20 cm	0,02	0,20	0,74	2,94	10,09	1,20	1,38	158
20-30 cm	0,01	0,14	0,59	2,54	19,61	1,21	2,12	150
30-50 cm	0,01	0,13	0,44	2,47	16,30	1,03	1,86	141
<b>karbonatfrei</b>								
Auflage	0,14	0,33	0,61	1,26	6,46	0,75	0,56	305
0-10 cm	0,01	0,07	0,19	0,41	1,53	0,23	0,19	331
10-20 cm	0,01	0,04	0,13	0,32	1,25	0,17	0,16	330
20-30 cm	0,01	0,04	0,12	0,30	1,78	0,16	0,19	328
30-50 cm	0,01	0,04	0,11	0,31	2,89	0,17	0,24	326

In der Kartendarstellung sind 5 Gehaltsklassen unterschieden. Aus Abbildung VI.29 ist deren Verteilung ersichtlich. Folgende Interpretation wurde gewählt:

- ≤ 0,2 ppm: Normalbereich
- 0,21 - 0,5 ppm: oberer Normalbereich
- 0,51 - 1,0 ppm: erhöht
- 1,01 - 3,0 ppm: belastet
- > 3,0 ppm: stark belastet

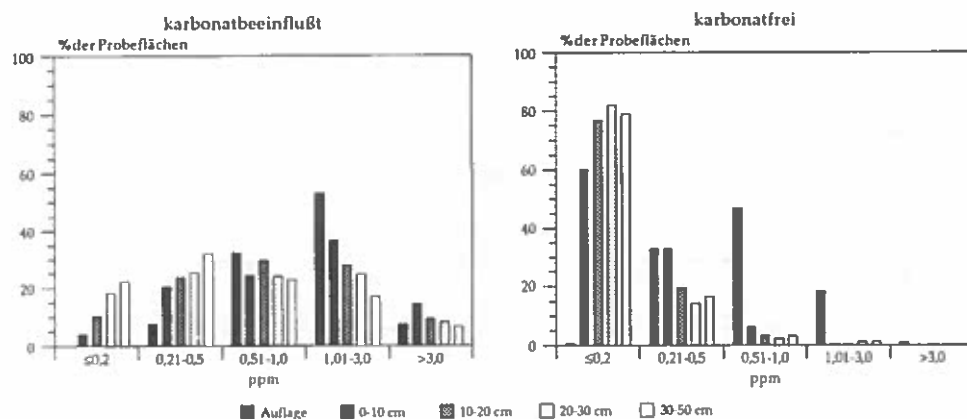


Abbildung VI.29: Prozentuelle Verteilung der Gehaltsklassen von Cadmium, getrennt nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden

Am schwächsten belegt ist bei beiden Bodengruppen die Klasse über 3 ppm. Während aber auf karbonatbeeinflussten Böden zumindest 7 % jeder Tiefenstufe in diese Klasse fallen, sind es

auf den karbonatfreien Flächen nur 1 % der Auflagen und keine einzige Mineralbodentiefenstufe. Die Klasse  $\leq 0,2$  ppm ist auf karbonatbeeinflussten Böden am zweitschwächsten belegt, wobei die unteren Tiefenstufen stärker vertreten sind. Bei den karbonatfreien Böden fällt in diese Klasse hingegen der höchste Prozentsatz der Mineralböden jeder Tiefenstufe (rund 60 - 80 %), aber der niedrigste Prozentsatz der Auflagen (0,6 %). Knapp die Hälfte der Auflagen karbonatfreier Böden liegt in der Klasse 0,51-1,00 ppm, knapp mehr als die Hälfte der Auflagen karbonatbeeinflusster Böden liegt in der Klasse 1,01-3,00 ppm (Abbildung VI.29).

Auf den karbonatbeeinflussten Probestflächen liegen rund 75 % aller Böden der Tiefenstufe 0-10 cm über 0,5 ppm, 50 % über 1 ppm. In der Tiefenstufe 30-50 cm liegen nur mehr etwas über 45 % über 0,5 ppm und etwas über 20 % über 1 ppm. Der Wert von 0,5 ppm wird in karbonatfreien Mineralböden von keiner Tiefenstufe von mehr als 7 % der Probestflächen erreicht.

Der Grund für die sehr unterschiedlichen Gehalte bei karbonatfreien und karbonatbeeinflussten Böden liegt in der hohen Mobilität des Cadmiums, welche erst nahe pH 6 (Tabelle VI.5) abnimmt. Auf karbonatbeeinflussten Böden wird Cadmium so langsam ausgewaschen, daß deutliche biogene und/oder immissionsbedingte Anreicherungen möglich sind (siehe Abschnitt 6).

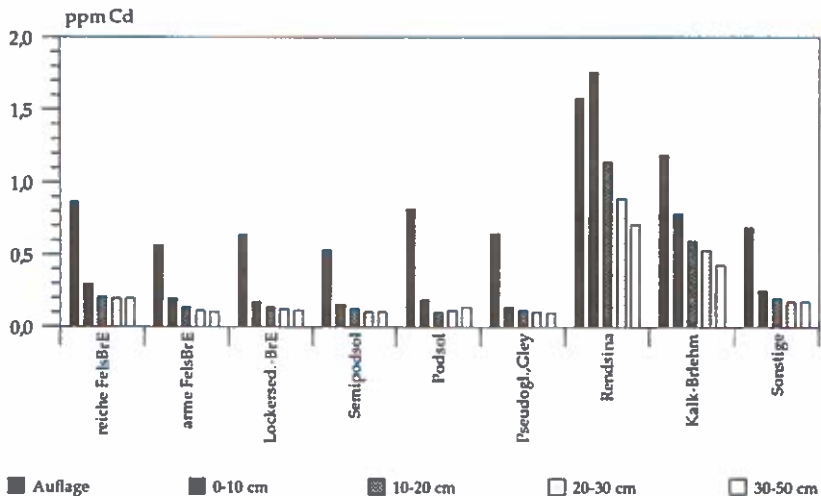


Abbildung VI.30: Cadmiumgehalte (Median in ppm), getrennt nach Bodentypengruppen

Tabelle VI.23: Cadmiumgehalte (in ppm), getrennt nach Bodentypengruppen

Bodentypengr.	Auflage		0-10 cm		10-20 cm		20-30 cm		30-50 cm	
	med	$\bar{x}$	med	$\bar{x}$	med	$\bar{x}$	med	$\bar{x}$	med	$\bar{x}$
reiche FelsBrE	0,71	0,90	0,30	0,40	0,21	0,33	0,20	0,32	0,20	0,30
arme FelsBrE	0,57	0,74	0,20	0,23	0,14	0,18	0,12	0,14	0,11	0,14
Lockersed.-BrE	0,64	0,78	0,18	0,23	0,14	0,18	0,13	0,16	0,12	0,15
Semipodsol	0,54	0,65	0,16	0,20	0,13	0,14	0,11	0,13	0,11	0,13
Podsol	0,77	0,82	0,19	0,25	0,11	0,15	0,12	0,16	0,14	0,20
Pseudogley/Gley	0,65	0,71	0,14	0,29	0,12	0,20	0,11	0,16	0,10	0,21
Rendsina	1,58	2,04	1,76	2,35	1,14	1,62	0,89	1,45	0,71	1,26
Kalk-Braunlehm	0,94	1,28	0,79	1,24	0,60	1,12	0,54	1,47	0,43	1,26

Ein sehr klares Bild liefert die Medianverteilung von Cadmium nach Bodentypengruppen (Abbildung VI.30 und Tabelle VI.23): Saure Böden zeigen deutlich niedrigere Gehalte als karbonatbeeinflusste Böden. Der Tiefengradient ist mit 2 Ausnahmen durchwegs vorhanden. Bei den Podsolen ist in der untersten Tiefenstufe wieder eine leichte „Cadmiumanreicherung“ zu bemerken, auf der Rendsina weist der oberste Mineralbodenhorizont höhere Gehalte auf als die Humusaufflage. Die Ursache dafür ist im höheren pH-Wert des Mineralbodens von Rendsinen im Vergleich zu ihren Auflagen zu suchen.

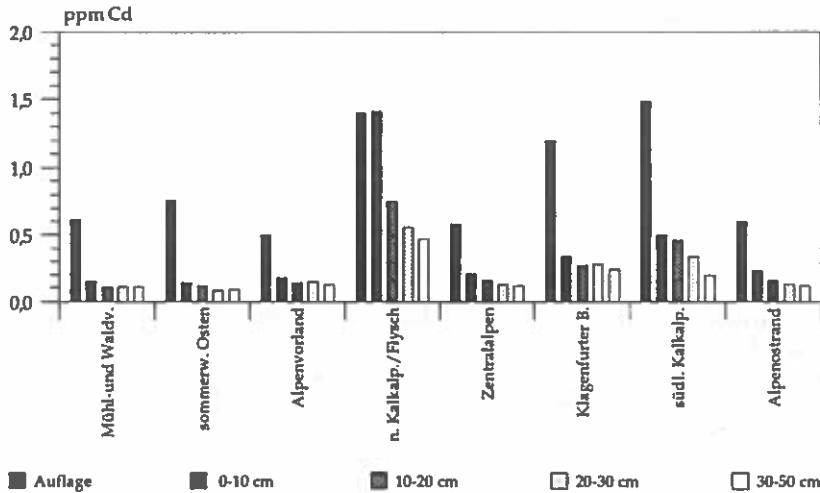


Abbildung VI.31: Cadmiumgehalte (Median in ppm) von Böden, getrennt nach Wuchsräumen

Die Differenzierung nach Wuchsräumen wird durch die jeweilige Dominanz von karbonatbeeinflusstem und karbonatfreiem Substrat beeinflusst bzw. überlagert (Abbildung VI.31).

## 6 Schwermetalle als Immissionsindikatoren

Tabelle VI.7 zeigt, daß von den 8 besprochenen Schwermetallen 4, nämlich Mangan, Kobalt, Chrom und Nickel einen niedrigen atmosphärischen Interferenzfaktor besitzen. Das bedeutet, daß weiträumige, über die Atmosphäre erfolgende Anreicherungen dieser Schwermetalle im Boden weitgehend ausgeschlossen werden können. Die in Abschnitt 5 diskutierten Ergebnisse unterstützen diese Aussage:

Anreicherungen im Auflagehumus bzw. im Oberboden konnten nur für Mangan festgestellt werden. Von den genannten 4 Schwermetallen ist es als einziges für Pflanzen essentiell. Seine Anreicherungen sind biogen (vgl. Abschnitt 5.1 - Mangan). Kobalt, Chrom und Nickel besitzen die höchsten Gehalte im Unterboden. Die Aufnahmen dieser Elemente durch die Pflanzen sind minimal (Tabelle VI.6), weshalb eine biogene Anreicherung im Oberboden über den Bestandsabfall nicht möglich ist. Immissionsbedingte Anreicherungen haben nicht stattgefunden.

Da der Auflagehumus die Mineralstoffsituation der Assimilationsorgane teilweise widerspiegelt, zeigen dessen biogen dominierte An- bzw. Abreicherungen an Schwermetallen deutlich, daß Pflanzen manche Elemente bevorzugt aufnehmen oder benachteiligen können. Nach dem ökonomischen Prinzip werden bloß für den Stoffwechsel notwendige Schwermetalle ange-

reichert, nicht benötigte oder gar toxische Elemente gelangen nur in geringen Mengen in die Nadeln oder Blätter.

Hohe, teilweise sogar die Grenzwerte überschreitende Gehalte haben bei Kobalt, Chrom und Nickel ausnahmslos lithogene, d. h. natürliche Ursachen: In den meisten Fällen ist nicht nur eines dieser Elemente erhöht, sondern zwei oder alle drei. Diese Erhöhungen umfassen außerdem das gesamte Bodenprofil (FILIPINSKI und GRUPE, 1990). Gleichzeitig treten leicht erhöhte Gehalte anderer Schwermetalle und von Magnesium auf (vgl. Einzelergebnisse MUTSCH, 1993). Toxizitäten sind dabei auszuschließen. Auch aus den Vegetationsaufnahmen konnte für die untersuchten Stichproben auf kein außergewöhnliches Mineralstoffangebot, also auf eine speziell angepasste (Serpentin-)Flora, geschlossen werden (KARRER, 1992).

4 Schwermetalle verbleiben zur Diskussion: Kupfer und Zink - 2 essentielle Mikronährelemente und die klar toxischen Schwermetalle Blei und Cadmium. Auf den Karten VI.5 und VI.6 sind jeweils die Gehalte aller 4 Schwermetalle dargestellt. Karte VI.5 zeigt die Schwermetallausstattung karbonatbeeinflusster, Karte VI.6 die karbonatfreier Probestflächen. Der Darstellung liegen über alle Mineralbodentiefenstufen gemittelte Perzentilbereiche zugrunde (siehe Kartenlegenden). Dadurch ist es möglich, die relative Position einer Probestfläche im Vergleich zu den übrigen Probestflächen bezüglich ihrer Schwermetallgehalte zu dokumentieren. Die ungefähren Absolutgehalte sind aus den Kartenlegenden abschätzbar.

Die atmosphärischen Interferenzfaktoren (Tabelle VI.7) liegen für Kupfer, Zink und Cadmium in der gleichen Größenordnung (Cadmium liegt dabei zwischen Kupfer und Zink) und deuten an, daß diese Elemente durchaus eine Rolle bei der anthropogenen Immissionsbelastung spielen können. Für Blei liegt dieser Faktor um rund das 20fache höher. Die besondere Rolle von Blei als Immissionsindikator wird dadurch deutlich. Ähnlich gewichtet sieht auch RUPPERT (1990) die anthropogene Überprägung dieser 4 Schwermetalle im Boden.

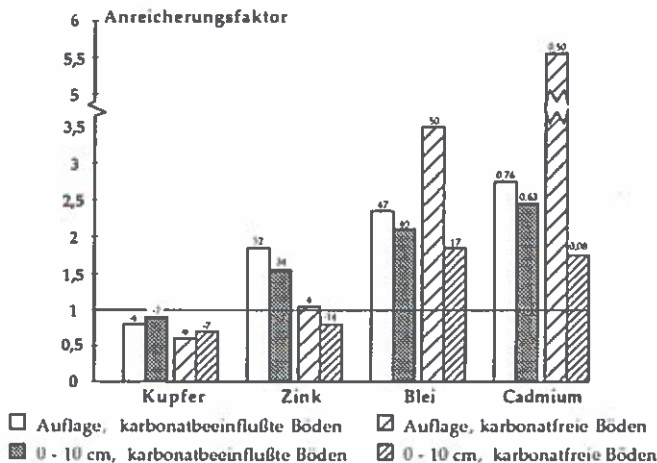


Abbildung VI.32: Anreicherungs-faktoren des Auflagehumus und der Tiefenstufe 0-10 cm bezüglich Kupfer, Zink, Blei und Cadmium im Vergleich zur Tiefenstufe 30-50 cm, getrennt nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden auf Basis der Mediane. Die Zahlen oberhalb der Balken geben die Absolutdifferenzen in ppm an.

Karte VI.5: Ausstattung österreichischer Waldböden mit Kupfer, Zink, Blei und Cadmium auf karbonatbeeinflussten Probestflächen



Es wurde weiter oben darauf hingewiesen, daß Pflanzen dazu tendieren, für den Mineralstoffhaushalt benötigte Schwermetalle bevorzugt aufzunehmen und nicht benötigte teilweise auszuschließen. Daraus resultieren über den Bestandesabfall biogen verursachte An- bzw. Anreicherungen bestimmter Elemente im Auflagehumus und z. T. im Oberboden im Vergleich zur untersten Mineralbodentiefe (30-50 cm).

Die Abbildung VI.32 widerlegt zunächst diese Überlegung, da sie für die toxischen Schwermetalle Blei und Cadmium die höchsten Anreicherungsfaktoren zeigt. Sie bedarf daher einiger Erläuterungen. Auch andere Autoren berichten über höhere Gehalte von Blei und Cadmium im Oberboden bei relativ gleichmäßiger Verteilung von Kupfer und Zink im gesamten Bodenprofil (AICHBERGER, 1980; FRIEDLAND et al., 1986).

Kupfer zeigt für die Humusaufgabe und die Tiefenstufe 0-10 cm gegenüber der Tiefenstufe 30-50 cm je nach Ausgangssubstrat Anreicherungsfaktoren zwischen rund 0,6 und 0,9. Damit sind die Anreicherungen dieses essentiellen Elements geringer (sogar eine Verminderung) als die des ebenfalls essentiellen Zink, vor allem aber sehr deutlich niedriger als die Anreicherungen der toxischen Elemente Blei und Cadmium. Die nicht dargestellten Anreicherungsfaktoren für Kobalt, Chrom und Nickel sind noch niedriger als die von Kupfer: Sie liegen zwischen rund 0,3 und 0,8.

Zwischen rund 0,8 und 1,8 liegen die Anreicherungsfaktoren für Zink, für Blei zwischen rund 1,8 und 3,5 und für Cadmium zwischen 1,7 und 5,6. Mehrere Gründe sind für diese unterschiedlichen Anreicherungsfaktoren ausschlaggebend:

#### Kupfer:

Der Transferkoeffizient Boden-Pflanze (Tabelle VI.6) ist mit 0,1-1 für ein essentielles Schwermetall relativ niedrig und vergleichbar mit Nickel, dem mobileren aber nicht essentiellen Schwermetall. Der atmosphärische Interferenzfaktor, als Maß für anthropogen bedingte Immissionen, ist der niedrigste dieser 4 Elemente. Von Immissionen aus lokalen Quellen abgesehen, spielen Kupferimmissionen auf Waldstandorten keine Rolle. (Auf lokale Immissionen wird im Abschnitt 6.3 eingegangen.) Die biogene Anreicherungskomponente allein erlaubt für Kupfer keinen Anreicherungsfaktor größer 1. Wegen der auf karbonatfreien Böden im Schnitt höheren Kupfergehalte der Unterböden sind - bei annähernd gleich hohen Gehalten im Auflagehumus - auf diesen die Anreicherungsfaktoren niedriger als auf karbonatbeeinflussten Böden.

#### Zink:

Der Transferkoeffizient Boden-Pflanze liegt mit 1-10 sehr hoch (Tabelle VI.6). Relativ hoch, jedenfalls deutlich höher als von Kupfer ist die Mobilität von Zink (Tabelle VI.5). In derselben Größenordnung, aber beinahe um den Faktor 2 höher als bei Kupfer liegt der atmosphärische Interferenzfaktor (Tabelle VI.7).

Stellt man diese Eigenschaften der beiden essentiellen Schwermetalle Kupfer und Zink einander gegenüber, so werden die höheren Anreicherungsfaktoren für Zink verständlich: deutlich höhere Aufnahmeleistungen durch die Pflanze (biogene Anreicherung) und im Gegensatz zu Kupfer schon faßbare, wenn auch geringe Einträge aus der Luft. Ähnlich werden auch von FIEDLER (1988) die Humus- bzw. Boden-Zinkgehalte interpretiert. Diesen stehen vor allem im sauren Bereich höhere Austräge gegenüber. Bei ähnlichen Ausgangsgehalten in der Tiefenstufe 30-50 cm (Abbildung VI.11 und Tabelle VI.12) ist daher auf karbonatbeeinflussten Böden (wegen des hohen pH-Wertes nur geringe Mobilität von Zink) der Anreicherungsfaktor höher. Wenn auch flächendeckend gewisse anthropogene Einträge von Zink in Waldböden nicht ausgeschlossen werden können, so dürfte ihr Anteil am Gesamtzink vergleichsweise gering sein.

**Blei:**

Der Transferkoeffizient Boden-Pflanze ist für Blei ebenso wie für die nicht essentiellen Schwermetalle Kobalt und Chrom sehr niedrig: 0,01-0,1 (Tabelle VI.6). Darüber hinaus zählt Blei zu den besonders immobilisierenden Schwermetallen (Tabelle VI.5). Eine Anreicherung über die Vegetation (biogene Anreicherung) ist daher auszuschließen (MAYER und HEINRICHS, 1980). Die bemerkenswerten Anreicherungen im Auflagehumus und im Oberboden müssen daher wohl auf anthropogenen Einträgen aus der Luft beruhen, zumal auch der atmosphärische Interferenzfaktor der mit Abstand höchste aller Schwermetalle ist (Tabelle VI.7). Der hohe Anreicherungsfaktor für die karbonatfreien Auflagen ist auf recht niedrige Gehalte gerade der sauren Böden in der Tiefenstufe 30-50 cm zurückzuführen.

**Cadmium:**

Gleichsinnig wie von Blei, nur noch extremer sind die Anreicherungen von Cadmium. Der Transferkoeffizient Boden-Pflanze ist mit 1-10 sehr hoch (wie bei Zink), obwohl Cadmium ein toxisches Schwermetall ist. Das ist nicht unbedingt als Widerspruch zur Aussage anzusehen, daß Pflanzen essentielle Elemente bevorzugt aufnehmen und toxische eher ausschließen, da die Aufnahme des sehr mobilen Cadmiums nur mit geringem Aufwand verbunden ist: Die Pflanzenaufnahme erfolgt zwar in relativ hohen, wegen der niedrigen Cadmiumkonzentrationen im Boden aber absolut niedrigen Quantitäten. Daher muß für Cadmium neben der immissionsbedingten (atmosphärischer Interferenzfaktor ähnlich wie für Zink - Tabelle VI.7) zusätzlich eine biogene Anreicherung in Betracht gezogen werden. Immissionsbedingte Anreicherungen allein ergäben für Cadmium Anreicherungsfaktoren, welche zwischen denen von Zink und Blei lägen. Eine monokausale Erklärung für die extremen Anreicherungen von Cadmium im Auflagehumus und in der obersten Mineralbodenschicht im Vergleich zum Unterboden ist jedenfalls unzureichend.

Aus Abbildung VI.32 ist auch ersichtlich, daß der Auflagehumus höhere Anreicherungsfaktoren besitzt als die oberste Schicht des Mineralbodens. So meint RUPPERT (1990), daß der Auflagehumus die Immissionssituation eines Gebietes sehr gut widerspiegelt: Die hohe Sorptionsfähigkeit und die geringe Dichte von Humusaufgaben zeichnen Schwermetalleinträge deutlich stärker als landwirtschaftliche Böden. Für das Auffinden von Metalleinträgen eignen sich die Humusaufgaben von Waldböden daher besonders (vgl. Abschnitt 6.3). Wegen ihrer sehr unterschiedlichen Mächtigkeit wurden sie jedoch (manchmal sind Auflagen auch gar nicht vorhanden), im Unterschied zu den wohldefinierten Tiefenstufen des Mineralbodens, für die Besprechung der Expositionsabhängigkeit von Schwermetallimmissionen nicht herangezogen.

**6.1 Expositionsabhängigkeit der Schwermetallimmissionen - Ferntransport**

Bei den nachfolgenden Überlegungen zur Klärung der Herkunft von Blei und Cadmium stehen die diffusen, übers Land ausgebreiteten Fernimmissionen zur Diskussion und nicht die Immissionen aus lokalen, verhältnismäßig leicht zuordenbaren Quellen.

Spiegeln tatsächlich Fernimmissionen eine Rolle, so sollten die Schwermetallanreicherungen umso höher sein, je exponierter ein Standort ist, d. h. von je mehr Niederschlägen und Luftströmungen ein Standort betroffen ist. Steigende Blei- und Cadmiumgehalte korreliert mit steigenden Niederschlagssummen werden von Untersuchungen aus Tirol berichtet (AMT d. TIROLER LANDESREG., 1989). Da diese Wetterereignisse mit der Seehöhe zunehmen, müßten höher gelegene Regionen belasteter sein als tieferliegende (GLAVAC et al., 1987). Insbesondere sollte dies für die nord- bis westexponierten Prallhänge des Alpennordrandes zutreffen.

*Karte VI.6: Ausstattung österreichischer Waldböden mit Kupfer, Zink, Blei und Cadmium auf karbonatfreien Probestflächen*

Tatsächlich ergeben sich hochsignifikante Zusammenhänge zwischen den Seehöhen der Probe-  
flächen und ihren Blei- und Cadmiumgehalten: Blei und Cadmium nehmen mit der Seehöhe  
deutlich zu (Abbildungen VI.33 und VI.34). Kupfer und Zink aber auch Mangan zeigen diese  
Zusammenhänge nicht (Abbildungen VI.36 bis VI.38).

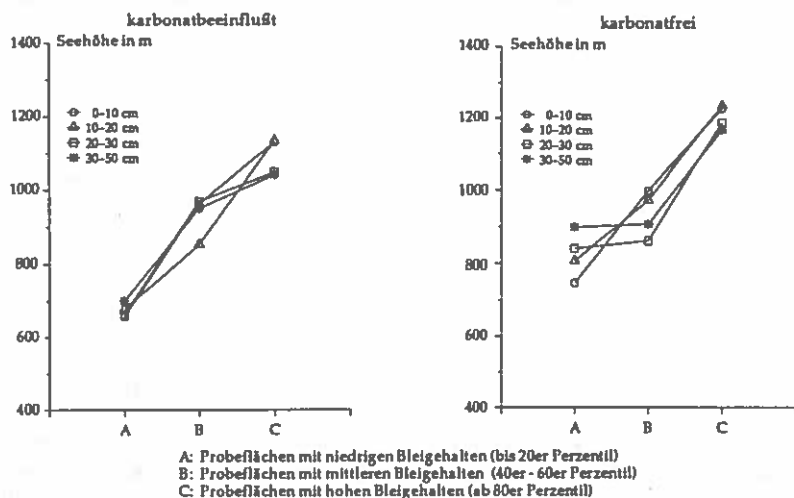


Abbildung VI.33: Mittlere Seehöhe von Probestellen mit unterschiedlichen Bleigehalten differenziert nach Tiefenstufen und nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden. Die Perzentilgrenzen sind den Legendens der Karten VI.5 und VI.6 zu entnehmen.

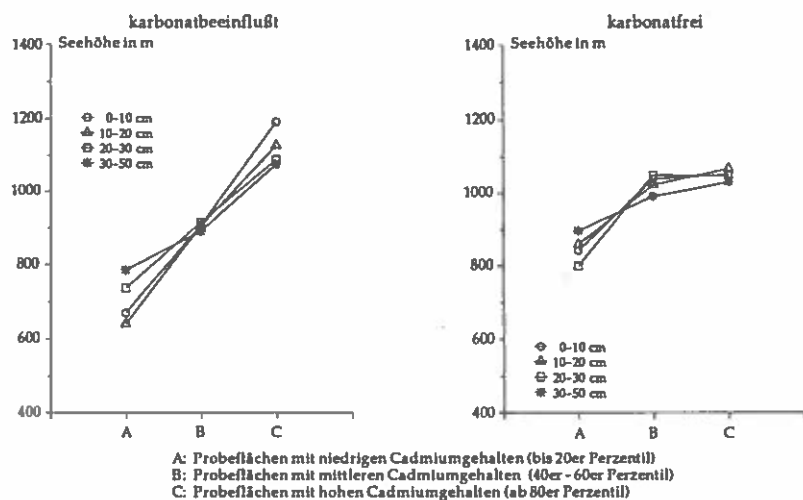


Abbildung VI.34: Mittlere Seehöhe von Probestellen mit unterschiedlichen Cadmiumgehalten differenziert nach Tiefenstufen und nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden. Die Perzentilgrenzen sind den Legendens der Karten VI.5 und VI.6 zu entnehmen.

Für Blei ist auf karbonatbeeinflussten Probestellen diese Signifikanz sogar über alle Mineralbodentiefenstufen gegeben, wobei die unterste Tiefenstufe, welche der Immission am

wenigsten ausgesetzt ist, die schwächsten Zusammenhänge aufweist. Von den karbonatfreien Probeflächen unterscheiden sich nur diese mit niedrigen und mittleren Bleigehalten der beiden untersten Tiefenstufen nicht voneinander. Die relativ nahe beisammenliegenden niedrigen Bleigehalte (10-13 ppm) und mittleren Bleigehalte (19-22 ppm) (vgl. Legende zu der Kartendarstellung VI.6) werden vermutlich von der natürlichen Schwankung pedogener Grundgehalte überlagert, weshalb anthropogene Einträge nicht deutlich zeichnen können.

Für Cadmium sind diese Zusammenhänge ebenfalls hochsignifikant (Abbildung VI.34). Auf karbonatbeeinflussten Probeflächen ist diese Signifikanz ebenfalls über alle Tiefenstufen gegeben, wobei mit zunehmender Bodentiefe (abnehmender Immissionseinfluß) die Zusammenhänge schwächer werden. Karbonatfreie Standorte mit mittleren und hohen Gehalten unterscheiden sich hingegen nicht signifikant, offenbar weil auf sauren Böden Cadmium sehr rasch ausgewaschen wird, und daher deutlich erhöhte Gehalte, welche eine Differenzierung erlauben würden, nicht auftreten. Auf karbonatfreien und karbonatbeeinflussten Standorten werden sicherlich gleich hohe Cadmiummengen eingetragen; Eintrag und Auswaschung von Cadmium halten sich jedoch auf sauren Böden etwa die Waage.

Einwände gegen die Hypothese immissionsbedingter Bleiakkumulationen mit zunehmender Seehöhe werden mit den ebenfalls mit zunehmender Seehöhe steigenden Gehalten an organischer Substanz begründet, zu welcher Blei bekanntlich hohe Affinität aufweist (Tabelle VI.5). Das mit der Seehöhe zunehmende humidere und kühlere Klima führt tatsächlich auf saurem Substrat zu einer höchst signifikanten, positiven Korrelation von Seehöhe und Menge an organischer Substanz. Auf karbonatbeeinflussten Böden ist dieser Zusammenhang nicht durchwegs gegeben (Abbildung VI.35). Somit ist die Bleizunahme zumindest auf karbonatbeeinflussten Böden vom Gehalt an organischer Substanz entkoppelt. Auf sauren Böden bleibt weiterhin die Frage offen, wie das biogen kaum anreicherbare Blei (MAYER und HEINRICHS, 1980; SMITH und SICCAMI, 1981) in so großen Mengen in die organische Substanz gelangt. (Im Fachbericht des BAYER. GEOLOG. LANDESAMTES (1987) wird das Blei der Humusauf-lagen ausschließlich anthropogenen Quellen zugeordnet.)

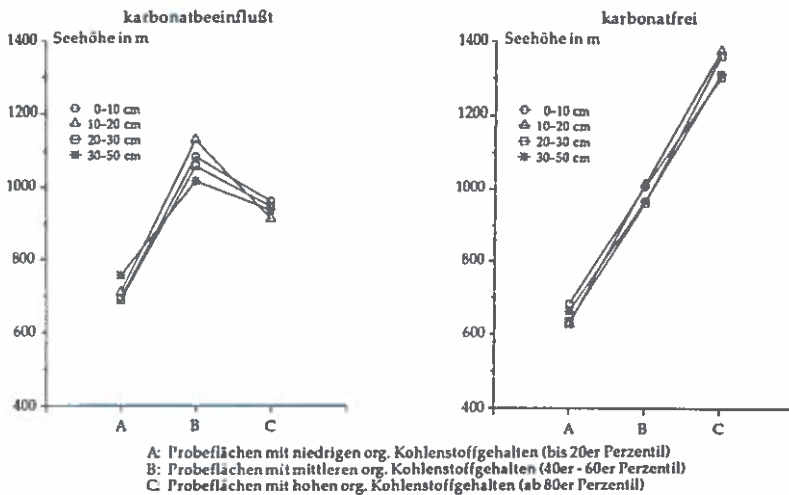


Abbildung VI.35: Mittlere Seehöhe von Probeflächen mit unterschiedlichen Gehalten an organischer Substanz ( $C_{org}$ ) differenziert nach Tiefenstufen und nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden

Durchaus von Pflanzen aufgenommen wird hingegen das essentielle Schwermetall Kupfer. Seine Affinität zur organischen Substanz ist mit der von Blei vergleichbar, (Tabelle VI.5) die Verfrachtung über den Luftpfad jedoch gering. Wäre vor allem der Gehalt an organischer Substanz ausschlaggebend für die Kupfergehalte, so müßte Kupfer ähnlich wie Blei - wegen der biogenen Anreicherungs-möglichkeit sogar noch deutlicher - eine der organischen Substanz

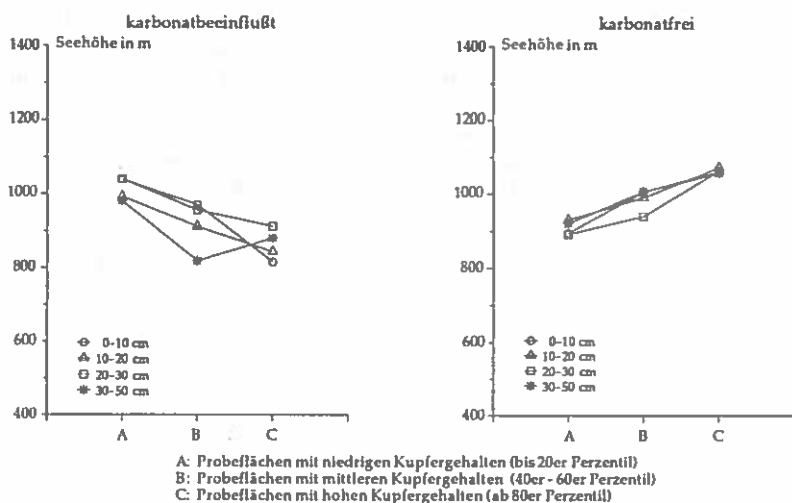


Abbildung VI.36: Mittlere Seehöhe von Probeflächen mit unterschiedlichen Gehalten an Kupfer differenziert nach Tiefenstufen und nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden. Die Perzentilgrenzen sind den Legenden der Karten VI.5 und VI.6 zu entnehmen.

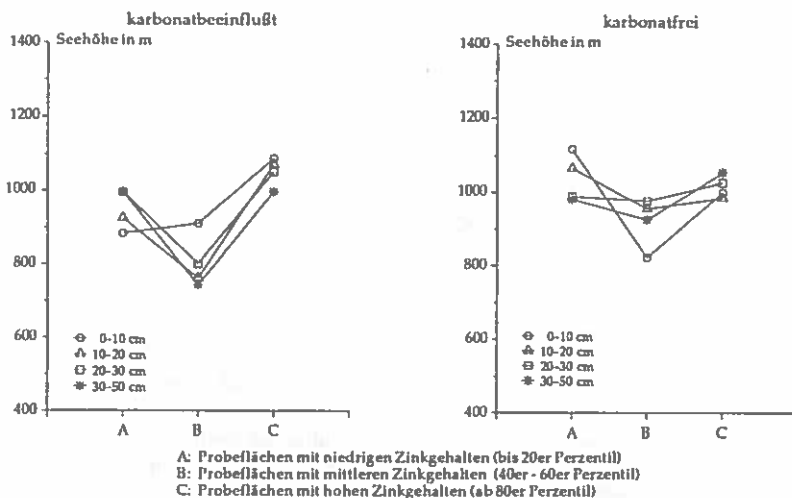


Abbildung VI.37: Mittlere Seehöhe von Probeflächen mit unterschiedlichen Gehalten an Zink differenziert nach Tiefenstufen und nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden. Die Perzentilgrenzen sind den Legenden der Karten VI.5 und VI.6 zu entnehmen.

ähnliche Höhenabhängigkeit aufweisen. Abbildung VI.36 zeigt, daß zwischen den Seehöhen von Probeflächen und ihren Kupfergehalten keine signifikanten Zusammenhänge bestehen. Es ist daher anzunehmen, daß der Gehalt an organischer Substanz im Boden keine oder nur eine untergeordnete Rolle bezüglich der Kupfer- und Bleigehalte spielt. Die seehöhenabhängige Zunahme von Blei ist daher immissionsbedingt. Ähnliche Ergebnisse veröffentlichten auch GLAVAC et al. (1987).

Ökophysiologisch ähnlich verhalten sich Zink und Cadmium (hohe Beweglichkeit im Boden - hohe Aufnahmerate durch die Pflanze). Im Gegensatz zu den Cadmiumgehalten zeigen die Zinkgehalten keine signifikanten Zusammenhänge mit der Seehöhe und damit mit möglichen immissionsbedingten Anreicherungen (Abbildung VI.37). Dabei besitzen Zink und Cadmium sogar ähnliche atmosphärische Interferenzfaktoren (Tabelle VI.7). Doch, so scheint es zumindest, zeichnet Cadmium Fernimmissionen besser als Zink, welches vielleicht nicht so weit über den Luftpfad transportiert wird (HARRISON und WILLIAMS, 1982).

Mangan spielt bei der atmosphärischen Fernverfrachtung keine Rolle. Nach GÄRTNER et al. (1990), nehmen die Mangangehalte in den Waldböden Hessens mit zunehmender Seehöhe ab. Dieses Ergebnis kann von der vorliegenden Untersuchung zumindest für karbonatfreie Böden bestätigt werden (Abbildung VI.38). Gleichzeitig belegten GÄRTNER et al. (1990) mit ihren Daten die Zunahme von Blei und Cadmium mit der Seehöhe. Eine ebensolche Zunahme von Zink wurde bei der vorliegenden Untersuchung jedoch nicht gefunden.

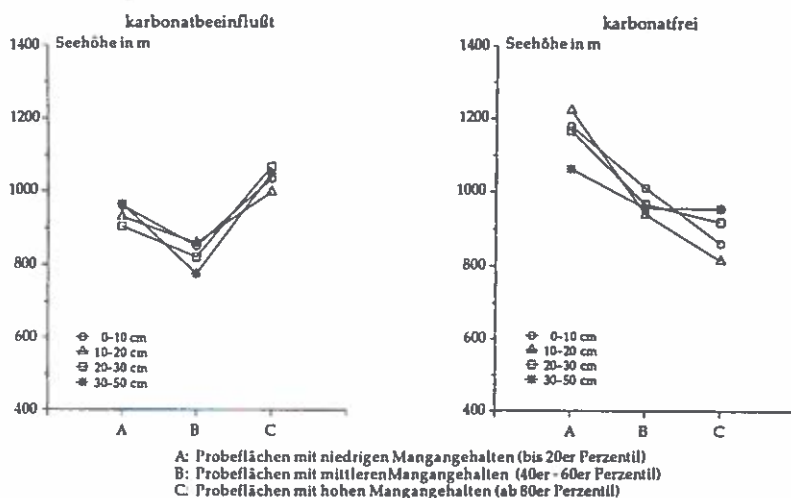


Abbildung VI.38: Mittlere Seehöhe von Probeflächen mit unterschiedlichen Gehalten an Mangan differenziert nach Tiefenstufen und nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden

Diese sehr deutlichen Nachweise einer expositionsabhängigen und damit immissionsbedingten Anreicherung von Blei und Cadmium nicht aber der übrigen Schwermetalle sind zustandekommen, obwohl in dieser Auswertung vorerst nur die absolute Seehöhe und nicht die Exposition selbst berücksichtigt wurde. Es kann angenommen werden, daß bei Einbeziehung des Faktors Exposition die Signifikanz noch schärfer wird.

HEINRICHS und MAYER (1982), KAZDA et al. (1986) sowie LINDEBNER (1990) publizierten in Arbeiten mit lokalen bzw. regionalen Fragestellungen ähnliche Ergebnisse, welche die Hypothese der immissionsbedingten Anreicherungen, speziell von Blei, unterstützen.

Dabei wurden die Einflüsse des Bestandes (Fichte, Buche, kein Bestand), der Geländeform und der Anströmbbarkeit berücksichtigt. Zusammenhänge zwischen Seehöhe, Niederschlagsereignissen und radioaktiver Kontamination von Wildtieren nach dem Reaktorunglück von Tschernobyl weisen ebenfalls auf die zunehmende Immissionsbelastung höherer Regionen hin (TATARUCH et al., 1988). Auch Schneeanalysen in anderen Teilen Europas zeigen vergleichbare Höhengradienten (SCHRIMPF, 1980). GLAVAC (1986) findet in seinen Untersuchungen neben der expositionsabhängigen Anreicherung von Blei und Cadmium auch solche von Kupfer, Zink, Chrom und Nickel. Es ist anzunehmen, daß die letzteren Metalle vorwiegend von verhältnismäßig naheliegenden Emittenten stammten, und keinem Ferntransport unterlagen (vgl. Abschnitt 6.3 - Schwermetallimmissionen aus lokalen Quellen).

### 6.1.1 Quantifizierung der Schwermetallimmissionen

Die teilweise seit langem stattfindenden, diffusen und großräumigen Schwermetalleinträge bringen die Frage nach ihrer Quantifizierung mit sich. Diese aus dem Ferntransport stammenden Einträge sind zu unterscheiden von Immissionen aus lokalen Quellen mit lokaler Problematik wie Arnoldstein und Brixlegg, die in Fachkreisen seit langem bekannt und diskutiert sind, u. a. in Publikationen von Mitarbeitern der Forstlichen Bundesversuchsanstalt (KILIAN, 1982; NEUMANN und POLLANSCHÜTZ, 1982; STEFAN, 1982; GÖBL und MUTSCH, 1985; NEUMANN, 1991). Sie sind ebenso zu unterscheiden von Immissionen entlang von Autostraßen (KELLER und PREIS, 1967; HORAK et al., 1976; HUBER, 1991).

Aus Bayern werden Bleigehalte anthropogenen Ursprungs mit rund 20 kg/ha angegeben (BAYER. GEOLOG. LANDESAMT, 1987). RUPPERT (1990) schätzt den anthropogenen Anteil in den Waldböden des bayerischen Tertiärhügellandes südlich der Donau für Cadmium auf rund 0,1 kg/ha und für Blei auf 14 kg/ha. DÜRR und MÜNNICH (1990) führen in einer Untersuchung über Waldböden aus Baden-Württemberg Gesamteinträge an Blei zwischen 20 und 100 kg/ha an.

Für österreichische Waldböden ist anzunehmen, daß in Abhängigkeit von Exposition und Bestand bis 1989 zwischen 10 und 100 kg/ha Blei und zwischen 0,1 und etwas über 1 kg/ha Cadmium eingetragen wurden. Während bei Blei mit Ausnahme extrem saurer Standorte eine mehr oder weniger kontinuierliche Akkumulation stattfindet, ist bei Cadmium, selbst in nur schwach sauren Böden, gleichzeitig mit Auswaschung zu rechnen.

### 6.2 Tiefenverlagerung von Blei und Cadmium

Die Abbildungen VI.33 und VI.34 zeigen, daß die seehöhenkorrelierte Zunahme der Blei- und Cadmiumgehalte alle Tiefenstufen betrifft. Die unterste Tiefenstufe (30-50 cm) zeigt diese Korrelation weniger deutlich, da untere Tiefenstufen nicht unmittelbar von Immissionen betroffen sind. Es stellt sich daher die Frage, wie immittiertes Blei und Cadmium in die Tiefe verlagert werden. Dabei ist die unterschiedliche Mobilität dieser Schwermetalle zu beachten.

In sauren Böden wird Cadmium wegen seiner hohen Mobilität rasch in tiefere Bodenschichten und schließlich ins Grundwasser ausgewaschen. Auf Böden mit hohen pH-Werten ist der Cadmiumtransport in die Tiefe viel langsamer aber dennoch vorhanden. Cadmium wird in keiner Bodenschicht endgültig festgelegt, reichert sich aber in allen Tiefenstufen, bei der obersten beginnend, an.

Ganz anders verhält sich Blei. Nur auf stark sauren Böden ist eine gewisse Mobilität vorhanden und könnte die immissionsbedingte, seehöhenabhängige Zunahme der Bleigehalte auch in tieferen Bodenschichten erklären (BRÜMMER et al., 1986; NEITE, 1989). Doch findet diese Zunahme ebenso auf mäßig sauren und kalkhaltigen Böden statt (Abbildung VI.33). Von

DÜRR und MÜNNICH (1990) wird die Geschwindigkeit der Tiefenverlagerung von Blei mit rund 1 mm pro Jahr angegeben, wobei die pH-Werte der Böden nicht angeführt sind.

Für das Auffinden von „Immissions-Blei“ auch in tieferen Bodenschichten bieten sich 2 Erklärungsmöglichkeiten, die sich wechselseitig ergänzen können, an:

- a) Bioturbation, die in ihrem Einflußbereich eine Vermischung langsam vorantreibt, gekoppelt mit einem sehr langsamen Fortschreiten der „Bleifront“.
- b) Verlagerung von Blei noch während des Niederschlagsereignisses auch in tiefe Bodenschichten durch Einwaschung entlang von Poren und Kanälen. Das eingetragene Blei verbleibt dort, wo es während des Niederschlagsereignisses abgelagert wurde. Es gibt kein (kaum ein) Fortschreiten der „Bleifront“. Dieser Erklärungsversuch beruht vor allem auf Erkenntnissen aus Untersuchungen über die Tiefenverlagerung von Radionucliden nach der Reaktorkatastrophe von Tschernobyl (SCHIMMACK et al., 1989; MEISEL et al., 1991).

Die divergierenden Hypothesen inkludieren verschiedene Folgen:

- ad a) Beim Aufhören der Immissionen wandert (in Jahren, Jahrzehnten, während einer Umtriebszeit) die Bleifront in tiefere Bodenschichten, schließlich ins Grundwasser und es stellt sich allmählich ein natürlicher Tiefengradient von Blei mit niedrigeren Gehalten in den oberen als in den unteren Tiefenstufen ein. Erhalten bleibt nur der pedogene Grundgehalt.
- ad b) Das eingetragene Blei haftet in diesem Bodenhorizont, wo es während des Immissionsereignisses abgelagert wurde und wird nur durch die Tätigkeit von Bodenorganismen minimal verlagert. Selbst nach Aufhören der Immissionen verbleiben die höchsten Gehalte in den oberen Bodenschichten.

Die immissionsbedingten Cadmiumanreicherungen würden nach Immissionsende auf sauren bis mäßig sauren Böden rasch ausgewaschen werden. Auf den karbonatbeeinflussten Böden würde dieser Prozeß länger dauern und durch die laufenden biogenen Anreicherungen (biogener Kreislauf, welcher das bis dahin immittierte Cadmium miteinschloß) überlagert werden.

### 6.3 Schwermetallimmissionen aus lokalen Quellen

Bekannte Großemittenten wurden von dem relativ weiten Raster (8,7 x 8,7 km) nicht berührt. Vereinzelt konnten dennoch lokale Emittenten anhand der Verteilung der Schwermetallgehalte im Bodenprofil erkannt werden. Die Probeflächen 609/704, 609/702 und 609/706 stellen dafür ein gutes Beispiel dar (Tabelle VI.24). Die Nähe zum Emittenten, einer Sinteranlage, beträgt der Reihenfolge nach 3,5 km, 8,5 km und 10,5 km. Die Immissionsbelastung ist also selbst für die werknächste Probefläche (Nr. 609/704) nicht unmittelbar. Dennoch sind für diese Probefläche Anreicherungen im Auflagehumus erkennbar. Die qualitativen und quantitativen Analysenbefunde lassen nur einen metallverarbeitenden Betrieb als Verursacher solcher Schwermetallverteilung zu. Diese Anreicherungen sind nicht hoch, aber untypisch für den Profilgradienten dieser Metalle (vgl. die Tabellen VI.10, -12, -16, -18). Die Eignung des Auflagehumus für das Auffinden von Metalleinträgen wird an diesem Beispiel deutlich. Bei der Interpretation der Daten ist zu beachten, daß die werknächste Probefläche extrem sauer ist und sicher große Auswaschungsraten aufweist, wodurch kontinuierliche Schwermetallakkumulationen verhindert werden. Ihre Gehalte im Mineralboden sind daher extrem niedrig. Dennoch sind im Auflagehumus die Kupfer-, Zink-, Chrom-, Nickel-, Blei- und Eisengehalte höher als die der beiden anderen Probeflächen. Trotz des extrem niedrigen pH-Wertes ist selbst der Cadmiumgehalt des Auflagehumus hoch. Diese Tatsache ist wegen der besonders niedrigen Cadmiumgehalte im Mineralboden nur durch Immissionseinfluß erklärbar.



*Tabelle VI.24: Schwermetallgehalte in ppm von Probeflächen in mittelbarer Nähe (3,5 km) und in größerer Entfernung von einer Sinteranlage. Eisengehalte und pH-Werte sind ergänzend angeführt.*

Probefl.Nr.	Fe	Cu	Zn	Cr	Ni	Pb	Cd	pH
609/704 (3,5 km)								
Auflagehumus	15300	18	105	19	21	99	0,53	3,3
0-10 cm	11600	6	19	8	8	24	0,10	3,2
10-20 cm	13700	6	19	7	9	22	0,08	3,7
20-30 cm	13700	6	23	9	21	10	0,05	4,0
30-50 cm	15300	10	27	10	17	18	0,03	4,0
609/702 (8,5 km)								
Auflagehumus	9800	14	98	10	18	69	0,56	4,1
0-10 cm	30700	22	91	35	31	39	0,19	3,9
10-20 cm	32200	22	83	36	31	28	0,11	4,0
20-30 cm	33000	23	77	39	33	24	0,11	4,5
30-50 cm	35000	20	78	39	25	24	0,07	4,2
609/706 (10,5 km)								
Auflagehumus	2600	8	95	6	9	74	0,55	4,5
0-10 cm	16300	4	50	9	7	22	0,12	3,7
10-20 cm	17900	4	52	9	12	19	0,06	4,0
20-30 cm	18800	4	54	10	12	15	0,09	4,1
30-50 cm	20200	6	63	11	17	15	0,05	4,3

Diese Anreicherung von Schwermetallen im Auflagehumus der werknächsten Probefläche ist auch deshalb bemerkenswert, weil zwischen Probefläche und Emittentem ein Bergrücken liegt, der Immissionen weitgehend abschirmt. Grenzwertüberschreitende Analysenergebnisse sind durch diese Gegebenheit und durch die starke Versauerung aber nicht möglich. Letztere bewirkt eine rasche Auswaschung der immitierten Schwermetalle ins Grundwasser, wodurch das Problem nur verlagert wird. Selbst ohne Grenzwertüberschreitungen ist eine Belastung eindeutig dokumentiert.

## 7 Zusammenfassende Betrachtung und Ausblick

Diese Untersuchung auf der Grundlage eines Rasternetzes ermöglichte erstmals einen Überblick über die Schwermetallausstattung österreichischer Waldböden. Dabei waren eventuelle Mangelversorgungen mit essentiellen Schwermetallen ebenso von Interesse wie mögliche Toxizitäten durch immitierte Schwermetalle.

Auf sehr sauren Böden kann es durch erhebliche Auswaschungsraten zu einem Mangel an Kupfer, Zink und Mangan für Pflanzen kommen. Auf karbonatbeeinflussten Böden kann wegen schlechterer Bioverfügbarkeit bei höheren pH-Werten und nicht nur bei geringer Grundausstattung Mangelversorgung die Folge sein. Ein unmittelbarer Nachweis solcher Mangelerkrankung wurde nicht geführt. Er kann nur im Zusammenspiel mit Pflanzenanalysen erfolgen (HORAK und ZVACEK, 1987). Solche Untersuchungen sind beabsichtigt.

Was toxische Schwermetalle betrifft, so brachte es die Anlage der Untersuchung mit sich, daß der diffusen, schleichenden Belastung das Hauptaugenmerk geschenkt wurde, nicht aber extremen lokalen Immissionen.

Einträge auf den Waldboden aus der Fernverfrachtung spielen nach den vorliegenden Ergebnissen bei Mangan, Kobalt, Chrom, Nickel, Kupfer und selbst Zink keine oder nur eine geringe Rolle. Der durch Ferntransport verursachte, anthropogene Anteil der Blei- und Cadmiumgehalte im Boden ist größer als vielfach angenommen (STEINNES, 1984). Für beide Schwermetalle gilt, daß eine unmittelbare Toxizität für die Biosphäre des Waldes durch die immismissionsbedingten Anreicherungen zur Zeit nur in Einzelfällen gegeben scheint. Es geht dabei nicht so sehr um die Überschreitung von Grenzwerten, die, wie schon erwähnt, für die verschiedenen Bodentypen differenziert zu werten sind, sondern um den erbrachten Nachweis bereits bestehender, weiträumiger Fernimmissionen. (Ein natürlicher Grundgehalt von 110 ppm Blei ist weniger bedenklich als ein gefundener Wert von 50 ppm bei einem natürlichen Grundgehalt von 20 ppm.) Blei und Cadmium dienen daher vor allem als Indikatoren eines „Immissionsgrauschleiers“ („pollution index“ (FRIEDLAND, 1992)), der zweifelsfrei viele weitere schädliche Komponenten wie Säuren und organische Schadstoffe enthält.

Die Problematik von Grenzwerten wurde einige Male angeschnitten. Grenzwerte dürfen nur als Orientierungshilfe gesehen werden. Im Zusammenhang mit anderen Größen wie beispielsweise Tiefengradient, Exposition, pH-Wert gewinnen sie an Bedeutung (THORMANN, 1986).

Ein häufig vorgeschlagenes Rezept, den negativen Auswirkungen von Schwermetallimmissionen entgegenzutreten, ist die Kalkung. Sie soll die Löslichkeit und damit die Verfügbarkeit der Schwermetalle vermindern. Aus einer Reihe von Gründen ist dieser Vorschlag nur in Ausnahmefällen zielführend. Wichtige Argumente gegen eine Kalkung zur Schwermetallimmobilisierung sind:

- Besonders hohe Schwermetallgehalte werden auf kalkbeeinflussten Probeflächen vorgefunden. Eine Kalkung bringt dort keine Situationsveränderung.
- Auf stark sauren Böden, wo tatsächlich eine rasche Auswaschung von Schwermetallen ins Grundwasser eintreten kann, müßten zur Verhinderung der Schwermetalllöslichkeit die Kalkgaben so hoch sein, daß sie ökologisch nicht vertretbar sind.
- Bei Kalkung wird die organische Substanz rasch abgebaut, wodurch die in ihr gebundenen Schwermetalle freigesetzt werden, was sogar den gegenteiligen Effekt auslösen kann.

Der beste Weg den (Wald-)Boden vor Schwermetalltoxizitäten zu bewahren ist, Emissionen und damit Immissionen zu vermeiden. Der „critical load“-Wert für Schwermetallfrachten ist „Null“.

Die Ergebnisse zeigen, daß internationaler Handlungsbedarf besteht, um insbesondere die Alpen nicht zur Großflächendeponie europäischer Luftschadstoffe werden zu lassen.

## 8 Literaturverzeichnis

- ADRIANO, D.C., 1986: Trace Elements in the Terrestrial Environment. Springer, New York.
- AICHBERGER, K., 1980: Schwermetallgehalte einiger Bodenprofile Oberösterreichs. Die Bodenkultur 31: 215-228.
- AMT d. TIROLER LANDESREG., 1989: Bericht über den Zustand der Tiroler Böden.

- BAYER. GEOLOG. LANDESAMT, 1987: Natürliche Grundgehalte und anthropogene Anreicherungen von Schwermetallen in Böden Bayerns. GL Fachberichte 2.
- BERROW, M.L. & BURRIDGE J.C., 1991: Uptake, Distribution and Effects of Metal Compounds on Plants. In: Metals and Their Compounds in the Environment. VCH, Weinheim, New York, Basel, Cambridge: 399-410.
- BOUTRON, C., 1982: Atmospheric Trace Metals in the Snow Layers Deposited at the South Pole from 1928 to 1977. Atmosph. Environm. 16/10: 2451-2459.
- BRECHTL, H.-M., 1989: Stoffeinträge in Waldökosysteme - Niederschlagsdeposition im Freiland und in Waldbeständen. In: Immissionsbelastung des Waldes und seiner Böden - Gefahr für die Gewässer? Forsch. Ber. Hess. Forstl. Versuchsanst.: 14-52.
- BRUEMMER, G.W., GERTH, J. & HERMS, U., 1986: Heavy Metal Species, Mobility and Availability in Soils. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 149: 382-398.
- DE TEMMERMAN, L.O., HOENIG, M. & SCOKART, P.O., 1984: Determination of „normal“ levels and upper limit values of trace elements in soils. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 147: 687-694.
- DÜRR, H. & MÜNNICH, K.O., 1990: Gasoline Lead in West German Soils. Naturwissenschaften 77: 428-430.
- DVWK, 1988: Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V.: Filtereigenschaften des Bodens gegenüber Schadstoffen, Teil I: Beurteilung der Fähigkeit von Böden, zugeführte Schwermetalle zu immobilisieren. Merkblätter 212.
- EISENBARTH, M. & KOCH, M., 1986: Chemismus und Metallgehalte in Böden sowie im Trauf- und Bodenwasser verschiedener Waldgebiete im Saarland. Forst- und Holzwirt 11: 297-301.
- ENGLISCH, M., KARRER, G. & MUTSCH, F., 1992: Österreichische Waldboden-Zustandsinventur, Teil I: Methodische Grundlagen. Mitt. Forstl. BVA 168: 5-22.
- FIEDLER, H.J. & ILGEN, G., 1981: Zum Spurenelementgehalt von Fichtenstandorten im Tharandter Wald und Ostererzgebirge. Arch. Naturschutz u. Landschaftsforsch. 21: 159-173.
- FIEDLER, H.J. & RÖSLER H.J., 1988: Spurenelemente in der Umwelt. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.
- FIEDLER, H.J., 1988: Zur Zinkausstattung der Fichtenökosysteme in Gebieten mit „neuartigen“ Waldschäden. Beitr. Forstwirtschaft. 22: 61-66.
- FILIPINSKI, M. & GRUPE, M., 1990: Verteilungsmuster lithogener, pedogener und anthropogener Schwermetalle in Böden. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 153: 69-73.
- FRIEDLAND, A.J., 1992: The Use of Organic Forest Soils as Indicators of Atmospheric Deposition of Trace Metals. In: The Deposition and Fate of Trace Metals. In: Our Environment. United States Department of Agriculture. Forest Service. General Technical Report NC-150: 97-104.
- FRIEDLAND, A.J., JOHNSON, A.H. & SICCAMA, T.G., 1986: Zn, Cu, Ni and Cd in the forest floor in the northeastern United States. Water Air Soil Pollution 29: 223-243.

- GÄRTNER, E.J., URFER, W., EICHHORN, J., GRABOWSKI, H. & HUSS, H., 1990: Mangan - ein Bioindikator für den derzeitigen Zustand mittelalter Fichten in Hessen. *Forstarchiv* 61: 229-233.
- GLAVAC, V., 1986: Die Abhängigkeit der Schwermetalldeposition in Waldbeständen von der Höhenlage: *Natur und Landschaft* 61/2: 43-47.
- GLAVAC, V., KOENIES, H., JOCHHEIM, H. & HEIMERICH, R., 1987: Relief Effects on the Deposition of Air Pollutants in Forest Stands - Lead Deposition as an Example. In: *Pollution Climates in Europe and their Perception by Terrestrial Ecosystems*. Commission of the European Communities. *Air Pollution Research Report* 6: 166-175.
- GÖBL, F. & MUTSCH, F., 1985: Schwermetallbelastung von Wäldern in der Umgebung eines Hüttenwerkes in Brixlegg/Tirol. I. Untersuchung der Mykorrhiza und Humusauf-lage. *Centralbl. Ges. Forstwesen*. 102. Jg. Heft 1: 28-40.
- GUPTA, S.K., HÄNI, H. & SIEGENTHALER A., 1983: Bedeutung von Gesamt- und biorelevanten Schwermetallgehalten zur Festlegung von Richtwerten in Böden. *Schweiz. Landw. Fo.* 22(3/4): 177-186.
- HARRISON, R. M & WILLIAM, C.R., 1982: Airborne Cadmium, Lead and Zinc at Rural and Urban Sites in North-West England. *Atmosph. Environm.* 16/11: 2669-2681.
- HEINRICHS, H. & MAYER R., 1982: Die räumliche Variabilität von Schwermetall-Konzentrationen in Niederschlägen und Sickerwasser von Waldstandorten des Sollings. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 145: 202-206.
- HILDEBRAND, E.E., 1986: Zustand und Entwicklung der Austauschereigenschaften von Mineralböden aus Standorten mit erkrankten Waldbeständen. *Forstw. Centralbl.* 105: 60-76.
- HORAK, O. & KAMEL, A.A., 1990: Ein Langzeitversuch zur Untersuchung der Pflanzenverfügbarkeit von Schwermetallen. *VDLUFA Schriftenreihe* 32. Kongreßband 1990, Berlin: 803-808.
- HORAK, O. & ZVACEK, L., 1987: Mikronährstoffe, toxische Schwermetalle und Aluminium in Waldökosystemen. Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf. OEFZS-A0953. LA-171/87.
- HORAK, O., REBLER, R. & SCHMIDT, J., 1976: Bleirückstände in Pflanzen und Böden entlang österreichischer Autostraßen. *Die Bodenkultur* 27: 376-384.
- HUBER, W., 1991: Straßenverkehr und Bodenbelastung. *Agrikulturchemisches Laboratorium Laimburg*. I-39040 Auer, Pfatten. *Schriftenreihe Laimburg* Nr. 2.
- KARRER, G., 1992: Österreichische Waldboden-Zustandsinventur, Teil VII: Vegetationsökologische Analysen, *Mitt. Forstl. BVA* 168: 193-242.
- KAZDA, M., GLATZEL, G. & LINDEBNER, L., 1986: Schwermetallanreicherung und -mobilität im Waldboden. *Mitt. Österr. Geol. Ges.*: 131-142.
- KELLER, TH. & PREIS, H., 1967: Der Bleigehalt von Fichtennadeln als Indikator einer verkehrsbedingten Luftverunreinigung. *Schweiz. Z. Forstwesen* 3: 143-162.
- KILIAN, W., 1992: Österreichische Waldboden-Zustandsinventur, Teil V: Säurehaushalt - Austauschbare Kationen. *Mitt. Forstl. BVA* 168: 89-144.
- KILIAN, W., 1982: Waldstandorte und Böden sowie deren Schwermetallbelastung im Immissionsgebiet Arnoldstein. *Carinthia* II, 39. Sonderheft: 325-350.

- BAYER. GEOLOG. LANDESAMT, 1987: Natürliche Grundgehalte und anthropogene Anreicherungen von Schwermetallen in Böden Bayerns. GL Fachberichte 2.
- BERROW, M.L. & BURRIDGE J.C., 1991: Uptake, Distribution and Effects of Metal Compounds on Plants. In: *Metals and Their Compounds in the Environment*. VCH, Weinheim, New York, Basel, Cambridge: 399-410.
- BOUTRON, C., 1982: Atmospheric Trace Metals in the Snow Layers Deposited at the South Pole from 1928 to 1977. *Atmosph. Environm.* 16/10: 2451-2459.
- BRECHTL, H.-M., 1989: Stoffeinträge in Waldökosysteme - Niederschlagsdeposition im Freiland und in Waldbeständen. In: *Immissionsbelastung des Waldes und seiner Böden - Gefahr für die Gewässer?* Forsch. Ber. Hess. Forstl. Versuchsanst.: 14-52.
- BRUEMMER, G.W., GERTH, J. & HERMS, U., 1986: Heavy Metal Species, Mobility and Availability in Soils. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 149: 382-398.
- DE TEMMERMAN, L.O., HOENIG, M. & SCOKART, P.O., 1984: Determination of „normal“ levels and upper limit values of trace elements in soils. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 147: 687-694.
- DÜRR, H. & MÜNNICH, K.O., 1990: Gasoline Lead in West German Soils. *Naturwissenschaften* 77: 428-430.
- DVWK, 1988: Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V.: Filtereigenschaften des Bodens gegenüber Schadstoffen, Teil I: Beurteilung der Fähigkeit von Böden, zugeführte Schwermetalle zu immobilisieren. Merkblätter 212.
- EISENBARTH, M. & KOCH, M., 1986: Chemismus und Metallgehalte in Böden sowie im Trauf- und Bodenwasser verschiedener Waldgebiete im Saarland. *Forst- und Holzwirt* 11: 297-301.
- ENGLISCH, M., KARRER, G. & MUTSCH, F., 1992: Österreichische Waldboden-Zustandsinventur, Teil I: Methodische Grundlagen. *Mitt. Forstl. BVA* 168: 5-22.
- FIEDLER, H.J. & ILGEN, G., 1981: Zum Spurenelementgehalt von Fichtenstandorten im Tharandter Wald und Ostererzgebirge. *Arch. Naturschutz u. Landschaftsforsch.* 21: 159-173.
- FIEDLER, H.J. & RÖSLER H.J., 1988: *Spurenelemente in der Umwelt*. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.
- FIEDLER, H.J., 1988: Zur Zinkausstattung der Fichtenökosysteme in Gebieten mit „neuartigen“ Waldschäden. *Beitr. Forstwirtsch.* 22: 61-66.
- FILIPINSKI, M. & GRUPE, M., 1990: Verteilungsmuster lithogener, pedogener und anthropogener Schwermetalle in Böden. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, 153: 69-73.
- FRIEDLAND, A.J., 1992: The Use of Organic Forest Soils as Indicators of Atmospheric Deposition of Trace Metals. In: *The Deposition and Fate of Trace Metals*. In: *Our Environment*. United States Department of Agriculture. Forest Service. General Technical Report NC-150: 97-104.
- FRIEDLAND, A.J., JOHNSON, A.H. & SICCAMA, T.G., 1986: Zn, Cu, Ni and Cd in the forest floor in the northeastern United States. *Water Air Soil Pollution* 29: 223-243.

- GÄRTNER, E.J., URFER, W., EICHHORN, J., GRABOWSKI, H. & HUSS, H., 1990: Mangan - ein Bioindikator für den derzeitigen Zustand mittelalter Fichten in Hessen. *Forstarchiv* 61: 229-233.
- GLAVAC, V., 1986: Die Abhängigkeit der Schwermetalldeposition in Waldbeständen von der Höhenlage: *Natur und Landschaft* 61/2: 43-47.
- GLAVAC, V., KOENIES, H., JOCHHEIM, H. & HEIMERICH, R., 1987: Relief Effects on the Deposition of Air Pollutants in Forest Stands - Lead Deposition as an Example. In: *Pollution Climates in Europe and their Perception by Terrestrial Ecosystems*. Commission of the European Communities. *Air Pollution Research Report* 6: 166-175.
- GÖBL, F. & MUTSCH, F., 1985: Schwermetallbelastung von Wäldern in der Umgebung eines Hüttenwerkes in Brixlegg/Tirol. I. Untersuchung der Mykorrhiza und Humusauf-lage. *Centralbl. Ges. Forstwesen*. 102. Jg. Heft 1: 28-40.
- GUPTA, S.K., HÄNI, H. & SIEGENTHALER A., 1983: Bedeutung von Gesamt- und biorelevanten Schwermetallgehalten zur Festlegung von Richtwerten in Böden. *Schweiz. Landw. Fo.* 22(3/4): 177-186.
- HARRISON, R. M & WILLIAM, C.R., 1982: Airborne Cadmium, Lead and Zinc at Rural and Urban Sites in North-West England. *Atmosph. Environm.* 16/11: 2669-2681.
- HEINRICHS, H. & MAYER R., 1982: Die räumliche Variabilität von Schwermetall-Konzentrationen in Niederschlägen und Sickerwasser von Waldstandorten des Sollings. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 145: 202-206.
- HILDEBRAND, E.E., 1986: Zustand und Entwicklung der Austauschereigenschaften von Mineralböden aus Standorten mit erkrankten Waldbeständen. *Forstw. Centralbl.* 105: 60-76.
- HORAK, O. & KAMEL, A.A., 1990: Ein Langzeitversuch zur Untersuchung der Pflanzenverfügbarkeit von Schwermetallen. *VDLUFA Schriftenreihe* 32. Kongreßband 1990, Berlin: 803-808.
- HORAK, O. & ZVACEK, L., 1987: Mikronährstoffe, toxische Schwermetalle und Aluminium in Waldökosystemen. Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf. OEFZS-A0953. LA-171/87.
- HORAK, O., REBLER, R. & SCHMIDT, J., 1976: Bleirückstände in Pflanzen und Böden entlang österreichischer Autostraßen. *Die Bodenkultur* 27: 376-384.
- HUBER, W., 1991: Straßenverkehr und Bodenbelastung. *Agrikulturchemisches Laboratorium Laimburg*. I-39040 Auer, Pfatten. *Schriftenreihe Laimburg* Nr. 2.
- KARRER, G., 1992: Österreichische Waldboden-Zustandsinventur, Teil VII: Vegetationsökologische Analysen, *Mitt. Forstl. BVA* 168: 193-242.
- KAZDA, M., GLATZEL, G. & LINDEBNER, L., 1986: Schwermetallanreicherung und -mobilität im Waldboden. *Mitt. Österr. Geol. Ges.*: 131-142.
- KELLER, TH. & PREIS, H., 1967: Der Bleigehalt von Fichtennadeln als Indikator einer verkehrsbedingten Luftverunreinigung. *Schweiz. Z. Forstwesen* 3: 143-162.
- KILIAN, W., 1992: Österreichische Waldboden-Zustandsinventur, Teil V: Säurehaushalt - Austauschbare Kationen. *Mitt. Forstl. BVA* 168: 89-144.
- KILIAN, W., 1982: Waldstandorte und Böden sowie deren Schwermetallbelastung im Immissionsgebiet Arnoldstein. *Carinthia* II, 39. Sonderheft: 325-350.

- KLOKE, A., 1981: Sollen Richtwerte für tolerierbare Schwermetallgehalte in landwirtschaftlich/gärtnerisch genutzten Böden auch für Forstböden gelten? Mitt. Forstl. BVA 137/II: 141-146.
- KLOKE, A., SAUERBECK, D.R. & VETTER, H., 1984: The Contamination of Plants and Soils with Heavy Metals and the Transport of Metals in the Terrestrial Food Chains. In: Changing Metal Cycles and Human Health. Herausgeber: J.O. Nriagu. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo: 113-141.
- KUNTZE, H. & HERMS U., 1986: Bedeutung geogener und pedogener Faktoren für die weitere Belastung der Böden mit Schwermetallen. Naturwissenschaften 73: 195-204.
- LANTZKY, R.J. & MCKENZIE, F.T., 1979: Atmospheric Trace Metals: Global Cycles and Assessment of Man's Impact. Geochim. Cosmochim. Acta 43: 511-525.
- LINDEBNER, L., 1990: Der Bodenzustand in Buchenwäldern des Wienerwaldes unter besonderer Berücksichtigung von Veränderungen als Folge der Einträge von Luftschadstoffen. FIW-Forschungsbericht 1990/2.
- MAYER, R. & HEINRICHS, H., 1980: Flüssebilanzen und aktuelle Änderungsraten der Schwermetallvorräte in Wald-Ökosystemen des Solling. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 143: 232-246.
- MEISEL, S., GERZABEK, M.H. & MÜLLER, H.K., 1991: Influence of plowing on the depth distribution of various radionuclids in the soil. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 154: 211-215.
- MUROZUMI, J., CHOW, T.J. & PATTERSON, L., 1969: Chemical Concentrations of Pollutant Aerosols, Terrestrial Dusts and Sea Salts in Greenland and Antarctic Snow Strata. Geochim. Cosmochim. Acta 33: 1247-1294.
- MUTSCH, F., 1993: Die österreichische Waldboden-Zustandsinventur: Sammelband Analysergebnisse. In Vorbereitung.
- NEITE, H., 1989: Zum Einfluß von pH und organischem Kohlenstoffgehalt auf die Löslichkeit von Eisen, Blei Mangan und Zink in Waldböden. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 152: 441-445.
- NEITE, H., KAZDA, M. & PAULISSEN, D., 1992: Schwermetallgehalte in Waldböden Nordrhein-Westfalens - Klassifizierung und kartographische Auswertung. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 155: 217-222.
- NEUMANN, M. & POLLANSCHÜTZ, J., 1982: Untersuchungen über Auswirkungen gasförmiger Immissionen auf Waldbestände im Raum Gailitz-Arnoldstein. Carinthia II, 39. Sonderheft: 265-288.
- NEUMANN, M., 1991: Entwicklungen von Fichtenaufforstungen unter starkem Immissions-einfluß. Centralbl. Ges. Forstwesen 108. Jg. Heft 4: 331-365.
- NORDBERG, G.F., GOYER, R.A. & CLARKSON, T.W., 1985: Impact of Effects of Acid Precipitation on Toxicity of Metals. Environm. Health Persp., 63: 169-180.
- NRIAGU, J.O., 1992: Worldwide Contamination of the Atmosphere with Toxic Metals. In: The Deposition and Fate of Trace Metals. In: Our Environment. United States Department of Agriculture. Forest Service. General Technical Report NC-150: 9-21.

- ÖSTERREICHISCHES NORMUNGsinstitut, 1989: ÖNORM L 1085. Chemische Bodenuntersuchungen. Bestimmung der mineralischen Nähr- und Schadelemente im Säureaufschluß. Wien.
- ÖSTERREICHISCHES NORMUNGsinstitut, 1993: ÖNORM L 1075. Anorganische Schadelemente in landwirtschaftlichen und gärtnerisch genutzten Böden. Ausgewählte Richtwerte. Wien.
- PIRKL, H.R., 1990: Bemerkungen zur Festlegung und Verwendung von Schadstoff-Grenzwerten für Böden und Grundwasser in alpinen Ökosystemen. Jb. Geol. B.-A. 133/1: 111-120.
- RIETZ, E. & SÖCHTIG, H., 1982: Extraktionsverhalten und Bindung von Schwermetallen in Böden unterschiedlichen Belastungsgrades. Landw. Forsch. Sonderheft 38: 382-393.
- ROBSON, A.D. & LONERAGAN, J.F., 1970: Sensitivity of annual medicago species to manganese toxicity as affected by calcium and pH. Austr. J. Agric. Res. 21: 223-232.
- RUPPERT, H., 1990: Natürliche Spurenmetallgehalte im Boden und ihre anthropogene Überprägung. Mitt. Österr. Geol. Ges. 83: 243-265.
- SCHACHTSCHABEL, P., BLUME, H.-P., BRÜMMER, K.-H. & SCHWERTMANN U., 1992: Lehrbuch der Bodenkunde. 13. Auflage. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.
- SCHEINBERG, I.H., 1991: Metals and Metalloids, and Their Ions and Compounds: Copper. In: Metals and Their Compounds in the Environment. VCH. New York, Basel, Cambridge: 893-908.
- SCHIMMACK, W., BUNZL, K & ZELLES, L., 1989: Initial Rates of Migration of Radionuclides from Chernobyl Fallout in Undisturbed Soils. Geoderma 44: 211-218.
- SCHRIMPF, E., 1980: Zur zeitlichen und räumlichen Belastung des Fichtelgebirges mit Spurenmetallen: Analysen von Baumringabschnitten und von Schnee. Natur und Landschaft 55/12: 460-462.
- SMITH, W.H & SICCAM, T.G., 1981: The Hubbard Brook ecosystem study: biochemistry of lead in the northern hardwood forest. J. Environm. Qual. 10: 323-333.
- STEFAN, K., 1982: Darstellung der Immissions- und Ernährungssituation der Wälder im Raum Gailitz-Arnoldstein mit Hilfe chemischer Analysen von Fichtennadeln. Carinthia II, 39. Sonderheft: 289-324.
- STEINNES, E., 1984: Heavy Metal Pollution of Natural Surface Soils Due to Long-Distance Atmospheric Transport. In: Pollutants in Porous Media. Herausgeber: B. Yaron, G. Dugan, J. Goldshmid. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg New York Tokyo: 115-122.
- TATARUCH, F., SCHÖNHOFER, F. & ONDERSCHKEA, K., 1988: Untersuchungen zur radioaktiven Belastung der Wildtiere in Österreich. Z. Jagdwiss. 34: 22-35.
- THORMANN, A., 1986: Belastungen des Bodens durch Schwermetalle. Forstw. Cbl. 105: 39-47.
- TRÜBY, P., RÄTZ, T. & POMMER, M., 1991: Extraktion von Schwermetallen aus Böden mit Ionenaustauscherharz. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 155: 95-100.
- WEDEPOHL, K.H., 1984: Die Zusammensetzung der Erdkruste und der natürliche Kreislauf ausgewählter Metalle. Ressourcen. In: Metalle in der Umwelt. Verlag Chemie, Weinheim, Deerfield Beach Florida, Basel: 1-10.



# ÖSTERREICHISCHE WALDBODEN-ZUSTANDSINVENTUR

## Teil VII: VEGETATIONSÖKOLOGISCHE ANALYSEN

Gerhard KARRER

**Zusammenfassung:** Auf 513 Beobachtungsflächen der Österreichischen Waldboden-Zustandsinventur wurden Vegetationsaufnahmen durchgeführt. Floristische und strukturelle Daten werden zur Korrelation mit Boden- und Klimamerkmale ausgetestet, und zwar unter Verwendung ökologischer Zeigerwerte für die einzelnen Pflanzenarten und mittlerer Zeigerwerte für jede Fläche.

Die mittleren Lichtzahlen korrelieren mit den strukturellen Merkmalen und der Phänologie. In einem gebirgigen Land wie Österreich hängen die mittleren Temperaturzahlen mit der Seehöhe, aber auch mit der Exposition zusammen. Die mittleren Kontinentalitätszahlen variieren wenig, die Werte sind über Österreich so verteilt, wie es nach dem Vergleich mit entsprechenden Themenkarten zu erwarten war. Am Alpenostrand (an der Grenze zum Ungarischen Tiefland) werden die Kontinentalitätswerte durch illyrische Pflanzenarten mit ausgesprochen submediterran-subatlantischer Verbreitung vermindert. Das Bodenfeuchtereime ist durch die mittleren Feuchtigkeitszahlen gut erfaßt. Der Anteil an Wechselfeuchtezeigern ist auf Podsolen und auf Böden mit häufigem oder ständigem Wassereinfluß (Pseudogley, Gley) hoch. Trockene Böden wie Rendzinen und kalkhaltige Braunerden tragen einen niedrigen, aber sehr konstanten Prozentsatz dieser Zeigerarten. Die mittleren Reaktionszahlen sind Ausdruck der Basensättigung im Wurzelhorizont. Korrelationen mittlerer Reaktionszahlen mit dem Boden-pH haben logarithmischen Charakter. Der aktuelle Nährstoffstatus der Böden wird durch die mittleren Stickstoffzahlen gut charakterisiert. Die niedrigsten Werte sind auf sauren Böden, die höchsten auf Böden mit pH-Werten zwischen 5.5 und 6.5 zu finden. Auf Flächen mit sehr hohen Calciumkarbonatgehalten ist die mittlere Stickstoffzahl wieder geringer.

**Stichworte:** Bioindikation, Bodenmerkmale, Korrelationen, ökologische Zeigerwerte, Österreich, Vegetationsaufnahmen, Vegetationsmerkmale

**Abstract:** At 513 sample plots of the Austrian forest soil monitoring system vegetation relevees were carried out. Floristic and structural data are tested too, for correlations to soil characteristics, i.e. by use of ecological indicator values of the plant species and the mean indicator values for each plot.

The mean indicator values for light demand of the plants correspond to structural characteristics and phenology. In a mountainous country like Austria mean indicator values for temperature are highly correlated to elevation, but to aspect too. The mean indicator values for continentality vary little but values differ widely over Austria as expected by the maps for climatic continentality. In the eastward parts of the Alps (at the border to the Hungarian Lowlands) the mean values for continentality are lowered by some Illyric plant species with pronounced submediterranean-subatlantic areas. Soil moisture regime is well documented by the mean indicator values for moisture. The percentage of species characteristic for fluctuations in soil water supply is high in podzols and soils with frequent or permanent water influence (pseudogley, gley). Dry soils like rendzina and calcareous brown loam comprise of a low but very constant percentage of these species. The mean indicator values for soil reaction highly correspond to the respective percentages of non acid cations (Base-Saturation) in the root layer. Correlations of mean reaction values to soil pH are of logarithmic character. The actual nutrient status of the soils is well characterized by the mean indicator values for nitrogen supply. Lowest means are common to acid soils, and highest means to soils with pH between 5.5 and 6.5. At plots with very high rates of calciumcarbonates the mean indicator values for nitrogen decrease again.

**Keywords:** Austria, bioindication, correlations, ecological indicator values, soil characteristics, vegetation characteristics, vegetation relevees

## 1 Ökologische Bioindikation

### 1.1 Allgemeines zum Zeigerwert der Pflanzen

Seit Jahrtausenden hat der Mensch Pflanzen als Indikatoren für bestimmte Merkmale seiner Umwelt verwendet (z.B.: Wasserzeiger, Erz-Weiserpflanzen). Bereits im vorigen Jahrhundert wurden Pflanzen auch als Indikatoren für Umweltbelastungen herangezogen (z.B. NYLANDER, 1866). Gerade in der Immissionsforschung werden einzelne Pflanzenarten schon seit vielen Jahrzehnten erfolgreich als (Bio-)Indikatoren (Monitor-, Test- und Zeigerorganismen im Sinne von ROLOFF, 1989) eingesetzt. Dieser Anwendung steht die Verwendung von Pflanzen als Zeiger für Standortverhältnisse gegenüber. Das wird in der Vegetationskunde seit langem praktiziert. Für bestimmte Kombinationen von Standortparametern wurden jeweils ökologische Artengruppen gefaßt.

Um eine möglichst große Vergleichbarkeit der Ergebnisse einer ökologischen Standortskarakterisierung mittels Pflanzen zu erreichen, versuchte man bald, das synökologische Verhalten (= Verhalten bei Konkurrenz durch andere Arten) der Pflanzen zu quantifizieren (RAMENSKIJ, 1930; ELLENBERG, 1950, 1952), d.h., die Reaktionsnormen der Pflanzen auf  $\pm$  klar definierten Skalen von Umweltvariablen zu fassen und den Skalenwert mit der höchsten Vorkommenwahrscheinlichkeit (synökologisches Optimum im Sinn von ELLENBERG, 1953) festzulegen.

Viele Arten zeigen ein deutliches Optimum auf den ordinalen Zeigerwertskaalen, andere Arten weisen aber  $\pm$  deutlich rechts- oder linksschiefe, bimodale oder sehr unregelmäßige Verteilungen auf (Abbildung VII.1).

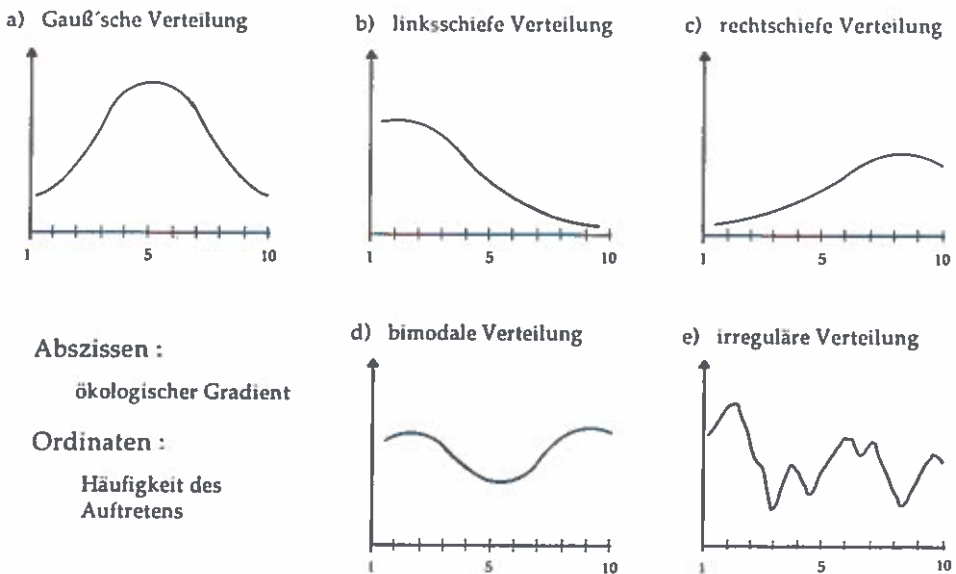


Abbildung VII.1: Mögliche Verteilungsmuster der Häufigkeit einer Pflanzenart entlang eines ökologischen Gradienten

In mehreren Ländern wurden  $\pm$  vollständige Zeigerwertlisten mit Gültigkeit für bestimmte Regionen Mitteleuropas publiziert (zuletzt ELLENBERG et al., 1991).

## 1.2 Ökologische Bioindikation in der Forstökologie

Bei ökologischen Fragestellungen sind wegen der Komplexität der Waldökosysteme oft viele, sehr umfangreiche und aufwendige Messungen ökologisch relevanter Parameter erforderlich. Insbesondere bei stark variierenden Parametern mit großen zeitlichen und räumlichen Amplituden (Wasserversorgung, Licht, etc.) ist der Aufwand für derartige Messungen vielfach zu groß. Als wesentlich kostengünstiger hat sich die Erfassung der quantitativen und qualitativen Zusammensetzung der Vegetation erwiesen, zumal sie als über größere Zeiträume hinweg integrierendes Meßinstrument funktioniert. Die Vegetation reagiert zwar mit einer gewissen Zeitverzögerung auf Veränderungen von Umweltparametern, ist der Zeitraum zwischen zwei Erhebungen aber groß genug (was bei unserer Fragestellung mit 8 bis 10 Jahren gegeben ist), dann kann man mit recht hoher Sicherheit aus einer Veränderung der Vegetationsmerkmale auf bestimmte Veränderungen ökologischer Parameter schließen.

In den letzten zwei Jahrzehnten hat sich auch in der forstlichen Vegetationskunde und Forstökologie die Verwendung von numerisch dargestellten „ökologischen Zeigerwerten“ bestens bewährt (Methode der „Bioindikation mittels ökologischer Zeigerwerte der Pflanzen“, vgl. BÖCKER & al., 1983; KOWARIK & SEIDLING, 1989; DURWEN, 1982 und 1983; KUHN, 1990; KUHN et al., 1987; ROLOFF, 1989; ROST-SIEBERT & JAHN, 1988; VOLLRATH & SOLOMATIN, 1976; ZUKRIGL, 1981). Aus den arithmetischen Mitteln der Zeigerwerte der Arten einer Vegetationsaufnahme oder aus der Verteilung der Zeigerwerte (ZW-Spektrum) läßt sich relativ gut abgesichert auf die Ausprägung der indizierten Standortsfaktoren rückschließen.

Obwohl manche kritische Stimmen an den Zeigerwerten und deren Verrechnungsmodi laut geworden sind, kann man dennoch nicht übersehen, daß ihre Anwendung zielführend und treffsicher ist (vgl. die zahlreichen Beispiele bei ELLENBERG et al., 1991). Man darf bei der Arbeit mit den Zeigerwerten nicht ihre Genese als synökologische Vorkommensschwerpunkte der Pflanzenarten auf empirisch gewonnenen Relativskalen ordinalen Charakters mit geographisch eingeschränkter Gültigkeit vergessen (s. auch ELLENBERG et al., 1991; KOWARIK & SEIDLING, 1989; PICHLER & KARRER, 1991).

Allein aus der unterschiedlich scharfen Definition der Zeigerwerte geht schon hervor, daß ihre Funktion vorwiegend darin liegt, empirisch abgesicherte Hinweise auf die Ausprägung des jeweiligen Faktors zu liefern. Die formale Absicherung dieser Hinweise kann nur eine exakte physikalische oder chemische Messung bieten, wobei aber gerade hierbei immer die ökologische Relevanz des Meßwertes für die Fragestellung festzustellen bleibt.

Leider gibt es in Österreich kein für das gesamte Bundesgebiet gültiges Zeigerwertsystem. Zwecks Vergleichbarkeit der Ergebnisse ist aber für unsere Untersuchungen bundesweite Gültigkeit unbedingt zu fordern. An der Forstlichen Bundesversuchsanstalt wird daher derzeit ein Zeigerwertsystem verwendet, das sich bezüglich der Skalendefinition an ELLENBERG (1979) anlehnt. Die konkreten Werte für die einzelnen Arten sind aber großteils auf die österreichischen Verhältnisse abgestimmt und daher in vielen Fällen verändert (vgl. KARRER, 1991a). Sämtliche Arten, deren Einstufung nicht der bei ELLENBERG (1979) entspricht, sind in KARRER & KILIAN (1990), ENGLISCH et al. (1991) oder in der Tabelle VII.1 (im Anhang) mit sämtlichen Werten dokumentiert.

Da in dieser Publikation die Erhebung und Beurteilung des Ist-Zustands der Probestellen im Vordergrund steht, wurden für die Interpretation vor allem die einfachen und nur in Einzel-

fallen die (nach den in mittlere Deckungswerte transformierten Abundanz/Dominanzwerten) gewichteten, mittleren ökologischen Zeigerwerte (siehe Tabelle VII.2 im Anhang) berücksichtigt. Daneben wurden für die in diesem Beitrag im Vordergrund stehende einzel-punktweise Interpretation auch Zeigerwertspektren einzelner Aufnahmen, die Gesamtzahl der pro Aufnahme und Zeigerwert berücksichtigten Arten sowie die Standardabweichungen der arithmetischen Mittel herangezogen.

## 2 Ökologische Zeigerwerte auf den Probeflächen der Waldboden-Zustandsinventur

Den ersten Block von Zeigerwerten bilden die im wesentlichen klimabedingten Werte, im zweiten Block werden die bodenbedingten Zeigerwerte (inkl. der Anteile von Wechselfeuchtezeigern und Überschwemmungszeigern) behandelt. Eine kurze Bemerkung zu den Schwermetallzeigern rundet das Bild ab.

Im folgenden werden oft die 6-stelligen Probeflächennummern der Waldboden-Zustandsinventur verwendet; Die Lage der Probeflächen ist aus Karte I.1 in ENGLISCH et al. (1992) ersichtlich.

### 2.1 Lichtzahl

#### Bedeutung

Die Lichtzahl (L) drückt die häufigste Position einer Art im Gefälle der relativen Beleuchtungsstärke aus, d h. in einem Gradienten von der Krautschicht im dichten, immergrünen Nadelwald bis hin zu einschichtigen Trockenrasen.

Nach ELLENBERG (1979) verhält sich die Lichtzahl umgekehrt proportional zur Schattentoleranz der Pflanzen. So ist *Oxalis acetosella* (Sauerklee) mit  $L=1$  als am tolerantesten gegenüber Beschattung eingestuft; *Galium sylvaticum* (Wald-Labkraut) mit  $L=5$  gilt als Halbschattenpflanze, wächst also nur selten bei vollem Licht, meist aber bei mehr als 10 % relativer Beleuchtungsstärke; die konkurrenzschwache *Arnica montana* (Arnika) mit  $L=9$  benötigt als Volllichtpflanze volle Bestrahlung, zumindest jedenfalls mehr als 50 % relative Beleuchtungsstärke.

#### Konkrete Werte

Für Aussagen über die Lichtverhältnisse auf den Probeflächen werden die gewichteten mittleren Lichtzahlen ( $L_g$ ) den ungewichteten ( $L_u$ ) vorgezogen. Bei einer Änderung der Lichtverhältnisse am Standort kommt es meist zuerst zu einer quantitativen Reaktion der bereits vorhandenen Arten durch stark erhöhte Abundanz/Dominanzwerte einzelner, besonders konkurrenzkräftiger Pflanzen. Die qualitative Veränderung über das Aufkommen (Samenbank oder Einwandern) ausgesprochener Lichtzeiger erfolgt im allgemeinen mit einiger Zeitverzögerung.

Die mittleren gewichteten und ungewichteten Lichtzahlen aller Probeflächen sind in Tabelle VII.2 angeführt, die Verteilung der mittleren gewichteten Lichtzahlen auf den Probeflächen ist der Karte VII.1 zu entnehmen.

Die Belegung der unterschiedlichen Zeigerwertklassen ist in Abbildung VII.2 dargestellt. Wie bei anderen Zeigerwertstatistiken auch, sind hier (durch die geringe Artenzahlen der Probeflächen) statistisch schlecht abgesicherte mittlere Lichtzahlen nicht berücksichtigt.

Dicht geschlossene Jugenden und Stangenhölzer (412/705: ( $L_g$ )=2.6, 314/706: 3.0, 403/705: 3.2, 703/701: 3.5), montane Nadelwälder (601/706: 2.0, 606/702: 2.9, 206/707: 3.2, 503/703: 3.4)

und Nadel-Laub-Mischwälder (404/706: 3.3, 712/701: 3.4) sowie submontane Buchen-Hallenbestände (315/705: 3.2) weisen die niedrigsten Lg-Zahlen auf.

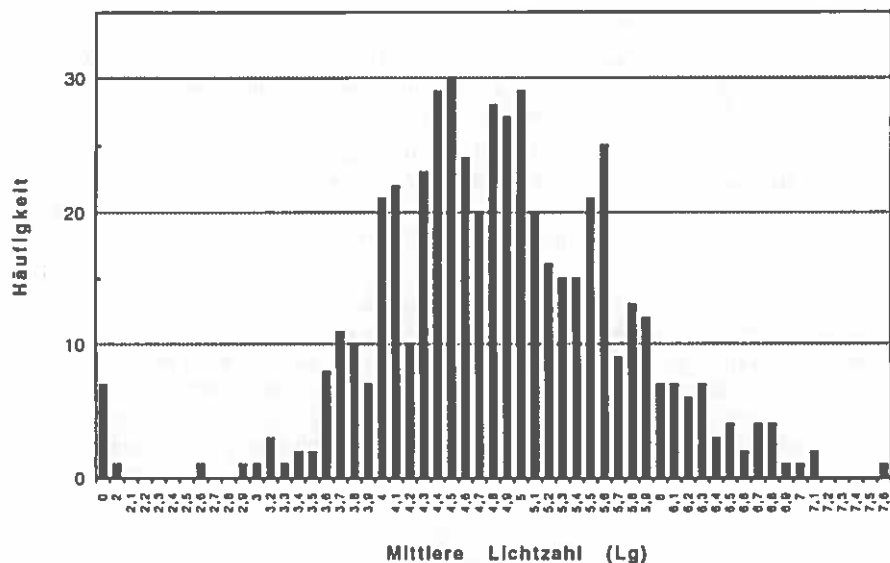


Abbildung VII.2: Häufigkeitsverteilung der mittleren gewichteten Lichtzahlen (Lg) der Probe-  
flächen. Lg=0 bedeutet, daß keine Lg-Zahl errechnet werden konnte

Die niedrigen Lichtzahlen in Fichten- und Laubmischwald-Dickungen sind immer korreliert mit geringen absoluten Deckungswerten der Krautschicht (Begrünungsgrad: meist 0-5 %). Lediglich auf besonders nährstoffreichen und frischen Standorten (z.B. 314/706) ist zumindest im Frühjahr die Deckung der krautigen Arten sehr hoch, sie verringert sich zum Sommer hin allerdings beträchtlich (auf 0-5 %), weil die frühjahrsgrünen Geophyten (z.B.: *Allium ursinum* (Bärlauch), *Corydalis cava* (Hohler Lerchensporn)) einziehen und nur wenige kümmernde, ausdauernde Kräuter übrigbleiben. Die Differenz zwischen der gewichteten und der ungewichteten mittleren Lichtzahl (Lg-Lu) beträgt hier - 0,6.

Die montanen Nadelwälder beherbergen fast nur schattentolerante Kräuter und Zwergsträucher, weil die immergrünen Nadeln zu keiner Jahreszeit einen besseren Lichtgenuß für die Krautschicht ermöglichen. Durch die Dominanz von schattenresistenten Arten wie *Oxalis acetosella* (Sauerklee) kommen die unter dem durchaus nicht immer vollkommen geschlossenen Kronendach kümmernden restlichen Arten bei der Berechnung der Lg-Zahlen kaum zum Tragen. Hohe Deckungswertklassen von 75-100 % werden dort nur durch die absolute Dominanz von *Oxalis acetosella* erreicht, die eben die Lichtzahl 1 aufweist.

Auf ähnliche Phänomene trifft man in submontanen geschlossenen Buchenwäldern, in denen nur wenige Arten vorkommen, diese dafür aber stark deckend (z.B. *Carex pilosa* (Wimpersegge) auf 315/705).

Sehr hohe mittlere Lichtzahlen treten im Bereich natürlicher oder anthropogen bedingter Waldgrenzen auf. Besonders in der montanen und subalpinen Stufe gibt es naturnahe Grenz-wald-Gesellschaften, die es lichtliebenden, subalpin-alpinen Pflanzen wie *Festuca picta* (Violett-Schwingel), *Sesleria varia* (Kalk-Blaugras), *Anthoxanthum alpinum* (Alpen-Ruchgras) u.a.

ermöglichen, unter einem lockeren Kronendach zu gedeihen. Viele derartige Probeflächen (durchwegs Schutzwälder außer Ertrag) liegen im inneren Alpengebiet, vor allem dort wo die hohe Reliefenergie eine natürliche Auflockerung der Wälder bedingt (z.B. 203/706, 403/713, 601/707, 607/704, 611/709, 708/704, 801/704).

Hohe Lg-Zahlen ergeben sich auch auf Flächen mit intensivem Weideeinfluß (Waldweide; z.B. 602/705, 607/704, 714/703) oder auf jungen Aufforstungsflächen (ehemalige Wiesen und Grenzertragsböden, z.B. 607/703; Schläge: 102/702).

Thermophile Laubmischwälder oder Auwälder im ostösterreichischen Tiefland (lückige Nieder- und Mittelwälder im Hügelland, z.B. 101/706, bzw. in den Donauauen, 406/702), primäre oder sekundäre Kiefernwälder (702/702 bzw. 102/707, 702/701) und sonstige thermophile Extremstandorte (auf Felsklippen: z.B. 208/701) können ebenfalls hohe Lg-Zahlen aufweisen.

Inwieweit sich eine (immissionsbedingte) Kronenverlichtung auf die mittlere Lichtzahl auswirkt, wird sich nach der ersten Wiederholungsbeprobung erweisen. Aus der Literatur ist derartiges noch nicht bekannt. Es ist auch zu bedenken, daß sich die mittlere Lichtzahl durch das Einwandern von Stickstoffzeigern infolge immissionsbedingter Nährstoffanreicherungen verändern kann. Viele Stickstoffzeiger sind auch ausgesprochen lichtbedürftig und können so die mittleren Lichtzahlen erhöhen, ohne daß sich an der tatsächlichen Beleuchtungsstärke etwas ändert. Die Anreicherung von Stickstoffzeigern unter einem lichtdurchlässigen Kronendach aus Robinien bringt jedenfalls auch recht hohe Lg-Werte mit sich (z.B. 102/708), ähnlich wie in stark ruderalisierten, mit Lichthölzern wie Pappeln oder Föhren aufgeforsteten Restwaldflächen und Windschutzstreifen im agrarisch intensiv genutzten Tiefland (304/703).

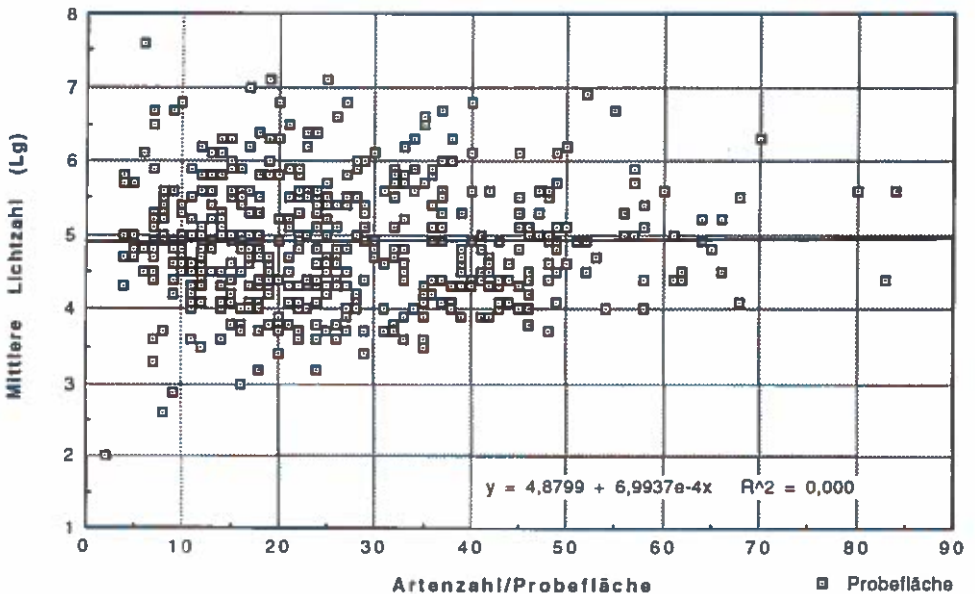


Abbildung VII.3: Beziehung zwischen mittlerer gewichteter Lichtzahl (Lg) und Artenzahl

Karte VII.1: Mittlere Lichtzahl (gewichtet) und mittlere Temperaturzahl (ungewichtet)

Wider Erwarten ist die Lg-Zahl für den Gesamtdatensatz aller Probestflächen nicht mit der Artenzahl korreliert (Abbildung VII.3). Es weisen zwar viele artenreiche Probestflächen hohe Lg-Werte auf, extreme Lg-Werte (niedrige wie hohe), wurden aber durchwegs auf artenärmeren Standorten ermittelt. Dazu muß auch betont werden, daß die Artengarnituren reicher Kalkstandorte oft nicht vollständig erfaßt wurden, was durch Kontrollaufnahmen belegt ist (KARRER, 1991b). Viele Probestflächen mit hohen Lg-Zahlen sind daher in Wirklichkeit artenreicher als es hier zum Ausdruck kommt.

## 2.2 Temperaturzahl

### Bedeutung

Der Wärmefaktor ist eine der wesentlichsten Rahmenbedingungen für die horizontale und vertikale Verbreitung von Pflanzenarten. Man kann daher aus der Gesamtverbreitung einer Art in bestimmten Klimazonen in Kombination mit der Bindung an bestimmte Höhenstufen auf das Verhalten bezüglich des Faktors Temperatur schließen. Aus der komplexen Wirkung des Temperaturfaktors sei hier auf die temperaturabhängige enzymatische Steuerung bestimmter Stoffwechselvorgänge wie auch auf die Kontrolle der Transpiration und damit des pflanzlichen Wasserhaushalts hingewiesen.

Die neunstufige Temperaturskala reicht von T=1 (Kältezeiger, also nur in der arktischen Zone und/oder der alpinen Stufe verbreitet; z.B.: *Arctostaphylos uva-ursi* (Immergrüne Bärentraube), *Soldanella pusilla* (Zierliches Alpenglöckchen)), über T=5 (Mäßigwärmezeiger, von tiefen bis in hochmontane Lagen verbreitet, also Arten mit Schwerpunkt in der submontanen bis montanen Stufe und einer meist breiten Amplitude; z.B.: *Fagus sylvatica*, *Galium odoratum* (Waldmeister), *Mercurialis perennis* (Wald-Bingelkraut)) bis zu T=9 (extreme Wärmezeiger, vom Mediterrangebiet nur auf wärmste Plätze Mitteleuropas übergreifend; z.B.: *Ceterach officinarum* (Milzfarn) in Serpentin-Föhrenwäldern, *Eranthis hyemalis* (Winterling) stellenweise in Parkwäldern eingebürgert).

### Konkrete Werte

Die Temperaturzahlen wurden unter Berücksichtigung des jeweiligen Gesamtareals der Arten vergeben, sodaß sie als  $\pm$  artspezifische, gering variierende Merkmale betrachtet werden können. Zur Interpretation gelangen daher nur die mittleren, ungewichteten Temperaturzahlen (Tu), die in der Tabelle VII.2 (im Anhang) und in der Karte VII.1 dargestellt sind.

An der Verteilung der Tu-Zahlen (Abbildung VII.4) fällt die überdurchschnittlich starke Besetzung ganzer Zahlen (Tu=3, 4, 5) auf, insbesondere die Tu-Klasse 5 ist sehr häufig. Der Grund dafür liegt einerseits in der Artenarmut vieler Aufnahmen, andererseits sind nicht alle der dort vorkommenden Arten hinsichtlich der Temperaturzahl eingestuft. Da dies oft Arten mit relativ breiter Temperatur-Amplitude sind (T-Zahlen 5 oder 0), kommt es zur relativen Überbesetzung von Tu=5, vor allem dann, wenn nur wenige Arten (mit der Einstufung in T=5) vorkommen.

Durch die geringe Zahl hinsichtlich der Temperaturskala eingestufte Arten sind die Mittelwerte artenarmer Probestflächen statistisch nur schlecht abgesichert. In 38 Fällen mußten die errechneten Tu-Zahlen verworfen werden.

Insbesondere bei den Tu-Klassen mit mittlerer Besetzung liegen die Probestflächen innerhalb einer Tu-Klasse jeweils in recht unterschiedlichen Seehöhen; jene in geringer Seehöhe liegen meist in nördlicher Exposition, die Probestflächen (gleicher Tu-Zahl) in größerer Höhe eher an Südhängen. Die Differenzierung von Sonn- und Schattlagen kommt dabei gut zum Ausdruck, so wie auch die lokale Gunstlage einzelner Probestflächen. Beispielsweise liegen

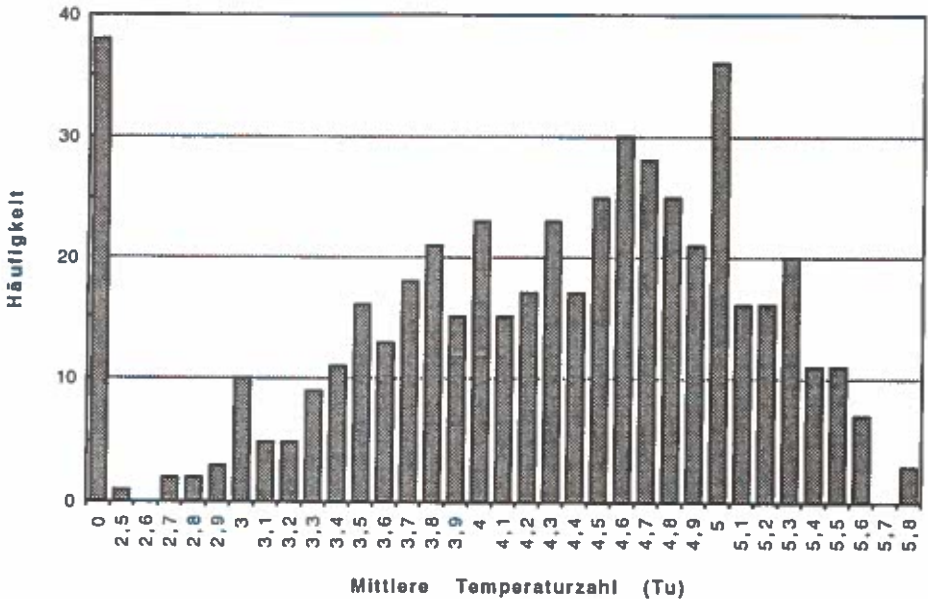


Abbildung VII.4: Häufigkeitsverteilung der mittleren ungewichteten Temperaturzahlen (Tu) der Probestflächen. Tu=0 bedeutet, daß keine Tu-Zahl errechnet werden konnte

310/705 und 601/702 in Nordexposition bei 970 bzw. 1100 m Seehöhe, 709/703 (mit gleicher Tu-Zahl von 3.7) liegt an einem steilen, steinigen Südosthang in 2080 m Seehöhe. In diesem Fall wirkt sich auch die relative Lage innerhalb der Alpen aus - die Probestflächen 310/705 und 601/702 liegen in den nordöstlichen Randalpen, wo es zu einer deutlichen Depression der Höhenstufen kommt, die Probestfläche 709/703 in den kontinentalen Innenalpen an der Südabdachung der Hohen Tauern, wo die Höhenstufengrenzen infolge der Massenerhebung der Alpen angehoben sind. Die Probestflächen mit  $Tu \leq 3,0$  liegen fast durchwegs zwischen 1500 bis 1900 m Seehöhe, wenn tiefer, dann in Nordexposition. Das Kleinklima an Nordhängen ermöglicht es kälteertragenden Arten, sich auch bei geringeren Seehöhen als es ihrem normalen Vorkommen entspricht, durchzusetzen.

Die höchsten Tu-Zahlen weisen naturgemäß subkontinentale Eichen-Mischwälder (z.B. 102/705: ein Quercetum petraeae-cerris in südöstlichen Burgenland mit  $Tu=5,8$ ), allmählich zuwachsende ehemalige Hutweiden (z.B. 305/703: auf Löß in mittleren Weinviertel mit zahlreichen pontisch-pannonischen Trockenrasenarten,  $Tu=5,8$ ) und sonstige thermophile Laubmischwälder auf bodentrockenen Substraten (z.B. 608/701: ein Buchen-Eichen-Mischwald auf dem aus Kalkgestein aufgebauten Wildoner Kogel in der Südsteiermark mit  $Tu=5,8$ , sowie 101/702, 101/707, 304/704, 305/705: ± thermophile Eichen-Hainbuchenwälder im Leithagebirge und Weinviertel,  $Tu=5,6$ ) auf. Weiters haben noch Auwälder im östlichen Tiefland (310/700, 315/702) und submediterrane Flaumeichen-Mannaeschenwälder aus Kärnten (208/701) hohe mittlere Temperaturzahlen ( $Tu=5,6$ ).

Keine extrem hohen Tu-Zahlen erreichen die bodentrockenen und lichtreichen Föhrenwälder. Rand- und außeralpine Rotföhrenwälder weisen noch relativ hohe Tu-Zahlen auf: Rotföhren-



dominierte Probestflächen auf ehemaligen Eichen(-Kiefern)standorten im Waldviertel erreichen beispielsweise Tu-Zahlen von 4.7 (313/702, 316/702, 304/701) bis 5.3 (304/701, 306/701), sekundäre Kiefernwälder im Burgenland  $Tu=5.3$  (101/708, 102/707) und in der Oststeiermark  $Tu=5.4$  (603/702).

Naturnahe oder natürliche Föhrenwälder in den Alpen beherbergen meist einen bedeutenden Anteil dealpiner Arten, sodaß dort nur durchschnittliche Tu-Zahlen erreicht werden: Schwarzföhren-Buchen-Mischwälder am Alpenostrand (302/701, 314/701) haben Tu-Zahlen von 4.7 und 5.2, Rotföhrenwälder in den Steirisch-Niederösterreichischen Kalkalpen 4.8 (310/706 und 310/708) bis 5.0 (307/704), ein thermophiler Föhrenwald im Drautal 5.0 (206/716) und höhergelegene Föhrenwälder im Tiroler Inntal bei Imst 4.8 (702/702) bzw. 5.0 (702/701).

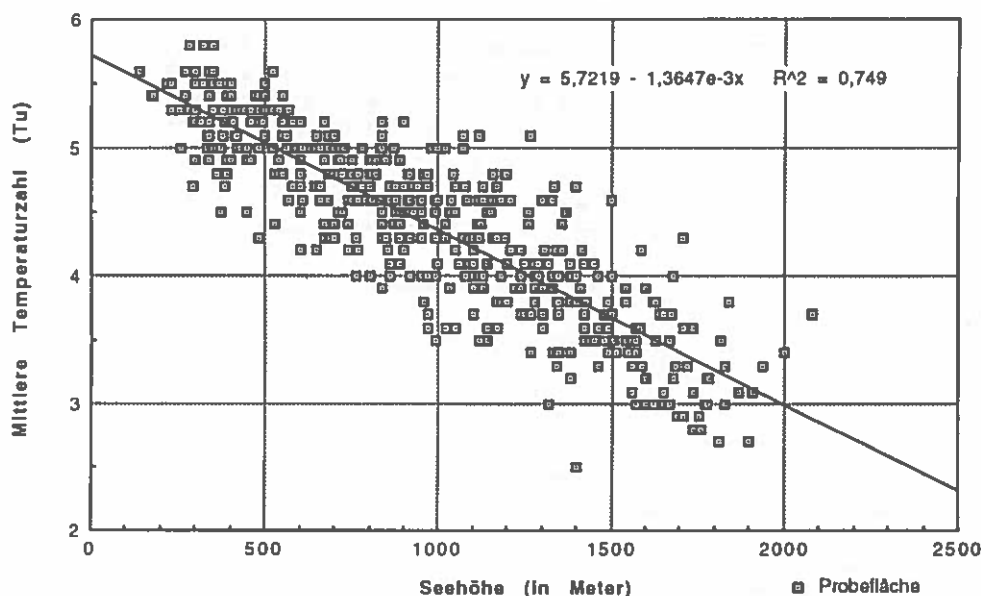


Abbildung VII.5: Beziehung zwischen mittlerer ungewichteter Temperaturzahl (Tu) und Seehöhe

Die mittleren ungewichteten Temperaturzahlen zeigen einen sehr engen, linearen Zusammenhang mit der Seehöhe (Abbildung VII.5,  $R^2=0.75$ ). In einem gebirgigen Land wie Österreich spielt die etagale Bindung der Arten bei der Beurteilung ihrer Temperaturzahlen eben die wesentlichste Rolle.

Temperaturzahl und Kontinentalitätszahl sind in unserem Datensatz voneinander unabhängig (Abbildung VII.6).

## 2.3 Kontinentalitätszahl

### Bedeutung

Mit der Kontinentalitätszahl wird das Verhalten der Arten im pflanzengeographischen Ozeanitäts-Kontinentalitätsgefälle charakterisiert. Dieses Gefälle entspricht annähernd den - oft unterschiedlich definierten - klimatischen Ozeanitäts- bzw. Kontinentalitätsstufen.

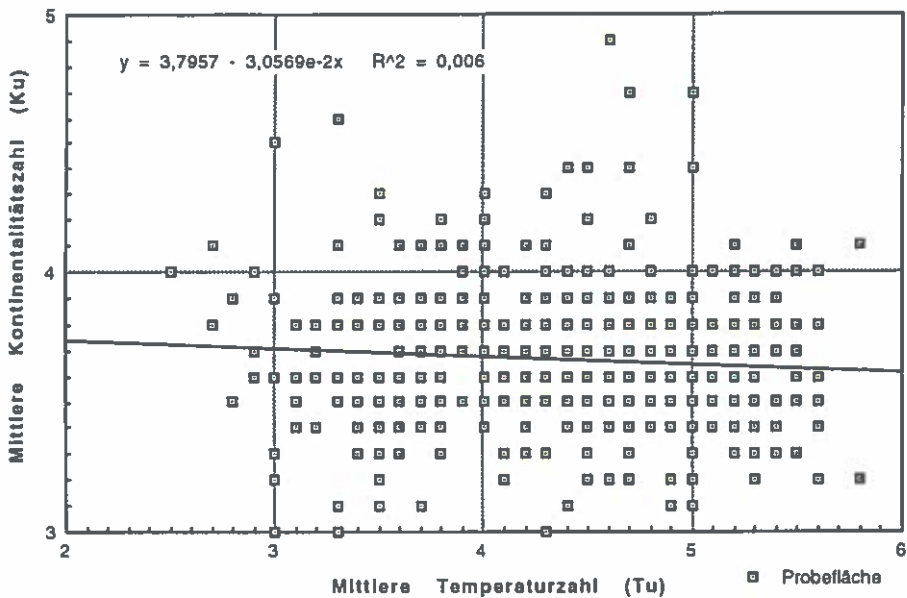


Abbildung VII.6: Beziehung zwischen mittlerer Kontinentalitätszahl (Ku) und mittlerer Temperaturzahl (Tu), jeweils ungewichtet

Die verwendete Skala ist ebenfalls 9stufig und reicht von K=1 (euzoanisch, z.B. *Carex strigosa* (Schlankährige Segge), eine Art sehr frischer Buchenwälder) bis K=9 (eukontinental, z.B. *Krascheninnikovia ceratoides* (Graufilzige Hornmelde), in extremen Löß-Trockenrasen, Eiszeirelikt!). Viele unserer Waldpflanzen haben eine  $\pm$  deutlich suboceanische Hauptverbreitung und sind dementsprechend zwischen K=3 (schwach ozeanisch, z.B. *Mercurialis perennis*) und K=5 (schwach suboceanisch bis schwach subkontinental, z.B. *Lilium martagon* (Türkenbundlilie)) eingestuft. Unter den Waldpflanzen erreichen aber einige K=7 (z.B. *Pinus cembra* (Zirbe), *Carex alba* (Weiße Segge), *Corallorhiza trifida* (Korallenwurz), *Anemone sylvestris* (Wald-Anemone), *Viola collina* (Hügel-Veilchen), u.v.a.) und sogar K=8 (*Euonymus verrucosa* (Warziger Spindelstrauch)).

#### Konkrete Werte

So wie die Temperaturzahl ist auch die Kontinentalitätszahl ein über Zeit und Raum  $\pm$  unveränderliches Merkmal. Dementsprechend werden hier ebenfalls die ungewichteten mittleren Kontinentalitätszahlen (Ku) für die Interpretation herangezogen.

Die Ku-Zahlen in Abbildung VII.7 sind annähernd normalverteilt, lediglich am oberen Ende der Skala ergibt sich eine geringfügige Erweiterung, die andeutet, daß es (im Osten Österreichs) einige deutlich kontinentale Waldtypen gibt. Durch die geringe Waldfläche im östlichen Österreich sind diese Waldtypen schlecht repräsentiert. Dazu kommt, daß sich im schwach subkontinentalen Bereich Mitteleuropas (K=5) der Wald an durchschnittlichen Standorten bereits seiner unteren Grenze nähert und viele, relativ lichtbedürftigere Wald-

steppenarten beherbergen kann, die ihren Verbreitungsschwerpunkt im schwach kontinentalen bis kontinentalen Eurasien besitzen.

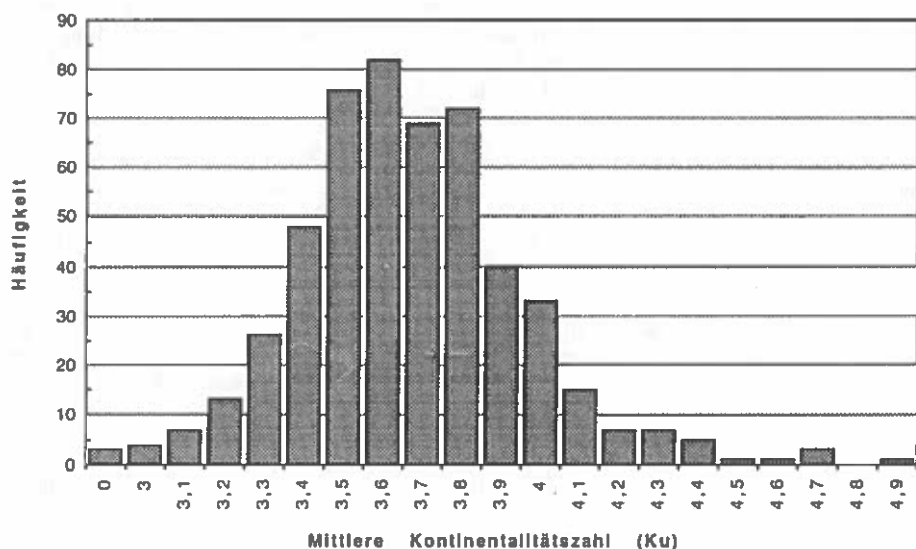


Abbildung VII.7: Häufigkeitsverteilung der mittleren ungewichteten Kontinentalitätszahlen (Ku) der Probeflächen. Ku=0 bedeutet, daß keine Ku-Zahl errechnet werden konnte

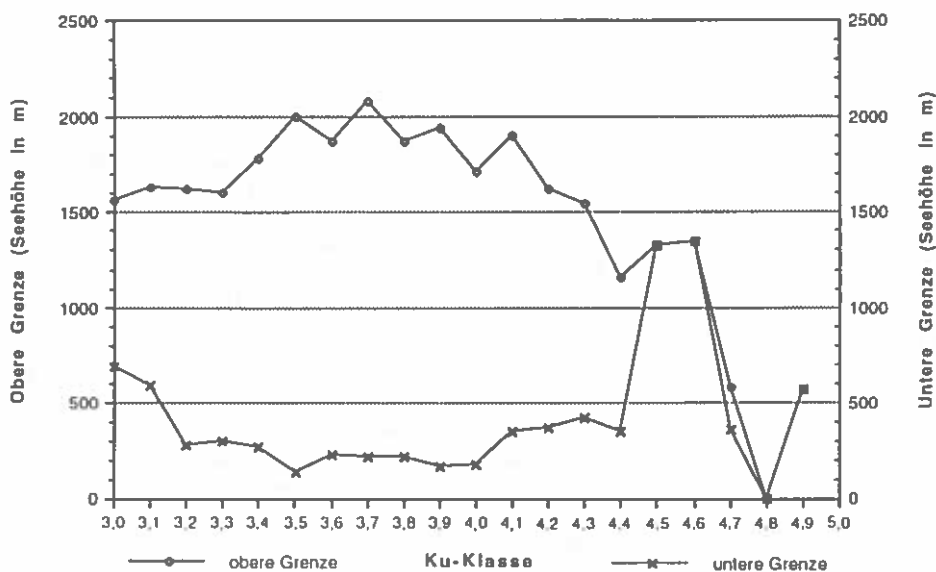


Abbildung VII.8: Maximale und minimale Seehöhen von Probeflächen mit gleichen und mittleren Kontinentalitätszahlen (Ku-Klassen)

Die Verteilung der Ku-Zahlen innerhalb Österreichs zeigt hohe Übereinstimmung mit den Karten der pflanzengeographischen (JÄGER, 1968) bzw. klimatischen Kontinentalität (z.B. GAMS, 1931).

Neben dem west-östlichen Kontinentalitätsgefälle kommt in Österreich auch ein Gefälle von den Randlagen der Alpen hin zu den zentralen Alpentteilen zum Tragen. In Abbildung VII.8 kommt außerdem zum Ausdruck, daß die Probestflächen mit niedriger Kontinentalitätszahl auf mittlere bis hohe Lagen beschränkt sind, solche mit durchschnittlichen Ku-Zahlen über alle Höhenlagen streuen und sich jene mit höheren Ku-Zahlen auf tiefere Lagen beschränken.

Die niedrigsten mittleren Kontinentalitätszahlen wurden auf Probestflächen im westlichen Bundesgebiet ermittelt, allerdings nicht im westlichsten Teil (wie Vorarlberg und NW-Tirol). Ku=3.0 weisen beispielsweise 412/702 (oberösterreich. Alpenvorland), 716/705 (NW-exponierter Prallhang im Brennergebiet bei 1560 m Seehöhe), 708/702 (Osttiroler Iseltal, durch geringe Anzahl bewerteter Arten schlecht abgesichert) und 411/701 (Böhmerwald-Grenzkamm) auf. Auf 7 Probestflächen wurde eine Ku-Zahl von 3.1 festgestellt; darunter sind Wälder vom oberösterreichischen Alpenrand (403/705, 403/707, 412/704) und aus den Nordalpen in Salzburg (505/706 bei Unken, 505/716, 503/706) sowie einer aus Tirol (713/702 am Nordrand der Tuxer Alpen bei Jenbach). Die Probestflächen ab Ku=3.2 sind bereits unregelmäßig über das ganze Bundesgebiet verteilt.

Die höchsten Ku-Zahlen werden im Waldviertel erreicht (313/705: Ku=4.9, 313/702 und 306/705: Ku=4.7, 313/703: Ku=4.4 und 316/707: Ku=4.3). Charakteristisch hohe Ku-Zahlen wurden in einem azonalen Föhrenwald bei Scharnitz (Nordtirol, 717/702: Ku=4.6) festgestellt. Eine Probestfläche in den Niederen Tauern (610/716) weist mit Ku=4.5 ebenfalls einen hohen, jedoch schlecht abgesicherten Wert auf. Die Probestflächen mit Ku=4.4 und 4.3 sind vorwiegend in relativ kontinentalen Gebieten Österreichs angesiedelt (z.B.: Kärntner Beckenlandschaften, Talfurken in den Zentralalpen). Die Randlagen zum pannonischen Becken hin weisen eher durchschnittliche Ku-Zahlen auf, weil sie meist mit illyrischen und damit eher submediterran-subatlantischen Elementen angereichert sind.

## 2.4 Feuchtezahl

### Bedeutung

„Das durchschnittliche ökologische Verhalten der Arten gegenüber der Bodenfeuchtigkeit bzw. dem Wasser als Lebensmedium“ wird nach ELLENBERG et al. (1991) durch die Feuchtezahl charakterisiert. Dieser Faktor, der eigentlich ein ganzer Faktorenkomplex ist, unterliegt relativ großen zeitlichen und räumlichen Schwankungen, sodaß eine Einstufung nach einem durchgehenden Kriterium unmöglich erscheint. Wie ELLENBERG et al. (1991) aber betonen, liegen dazu so zahlreiche Untersuchungen vor, daß die relative Einstufung der meisten Arten möglich ist.

Daß aber die Interpretation der mittleren Feuchtwerte allein nicht so einfach ist, zeigt schon die Tatsache, daß auf 33 Probestflächen - meist wegen zu wenig eingestufter Arten - die errechneten Werte verworfen werden mußten (s. Kategorie „0“ in der Abbildung VII.9). Für eine sinnvolle Interpretation der mittleren Feuchtezahlen ist daher immer der Jahresgang der Bodenwasserverhältnisse am jeweiligen Standort (ausgedrückt im Anteil an „Wechselfeuchtezeigern“, vgl. Kapitel 2.7) und die Anzahl bzw. Intensität von Überschwemmungen (ausgedrückt durch den Anteil an „Überschwemmungszeigern“ vgl. Kapitel 2.8) zu berücksichtigen.

Im Gegensatz zu den anderen Zeigerwerten wird die Feuchteskala in 12 Stufen eingeteilt. Für terrestrische Ökosysteme sind nur Arten zwischen F=1 und F=10 charakteristisch. Die Feuchtezahlen 10 bis 12 sind für die Wasserpflanzen reserviert; diese Skalenwerte weisen einen engen

Zusammenhang mit bestimmten Überdauerungsformen auf, und wären wohl besser als morphologische Besonderheiten in anderen Kategorien zu fassen.

Arten mit  $F=1$  zeigen extreme Trockenheit an (z.B. *Teucrium montanum* (Berg-Gamander), *Potentilla arenaria* (Sand-ringerkraut)), solche mit  $F=3$  sind auf trockenen Böden häufiger als auf frischen (z.B. *Cephalanthera longifolia* (Langblättriges Waldvöglein), *Fraxinus ornus* (Mannaesche)), jene mit  $F=5$  sind für durchschnittliche, d. h. frische Standorte typisch (z.B. *Calamagrostis arundinacea* (Wald-Reitgras), *Fagus sylvatica*), die Arten mit  $F=7$  treten als Feuchtezeiger vorwiegend auf gut durchfeuchteten Böden auf (z.B. *Athyrium filix-femina* (Ge-meiner Frauenfarn), *Stellaria nemorum* (Hain-Sternmiere)) und diejenigen mit  $F=9$  sind schon ausgesprochene Nässezeiger (z.B. *Alnus glutinosa* (Schwarzerle), *Galium palustre* (Sumpf-Lab-kraut)). Arten mit  $F=10$  (Wechselwasserzeiger, z.B. *Veronica beccabunga* (Quell-Ehrenpreis), *Phragmites australis* (Schilf)) können in Wäldern an Sonderstandorten auftreten. Reine Wasserpflanzen ( $F=11$  und  $12$ ) fehlen aber, weil ihre Standorte durchwegs baumfrei sind.

### Konkrete Werte

In der pflanzensoziologischen Literatur werden sowohl ungewichtete ( $F_u$ ) wie auch gewichtete mittlere Feuchtezahlen ( $F_g$ ) für Auswertungen herangezogen. In dieser Arbeit werden nur die ungewichteten Feuchtezahlen abgehandelt. Sämtliche Feuchtezahlen sind in Tabelle VII.2 (im Anhang) aufgelistet und ihre geographische Verteilung in Karte VII.2 dargestellt.

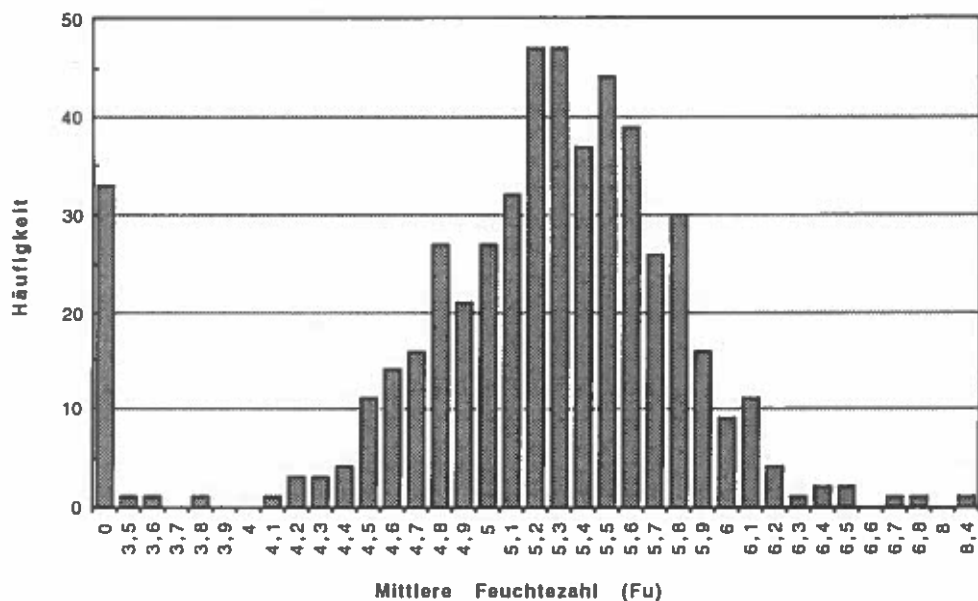


Abbildung VII.9: Häufigkeitsverteilung der mittleren ungewichteten Feuchtezahlen ( $F_u$ ) der Pro-beflächen.  $F_u=0$  bedeutet, daß keine  $F_u$ -Zahl errechnet werden konnte.

Die  $F_u$ -Zahlen der Probestellen sind normalverteilt (Abbildung VII.9) und reichen von 3,5 bis 8,4 - eine erhebliche Spanne, wenn man bedenkt, daß nur Waldstandorte behandelt werden. Am oberen und unteren Ende finden sich allerdings extreme Ausreißer von Sonderstandorten mit azonalen Vegetationseinheiten.

Den bedeutendsten Ausreißer stellt die Probefläche 406/702 ( $Fu=8.4$ ) dar, ein lückiger Schilfbestand mit einzelnen Weiden an der Donau im oberösterreichischen Machland. Diese  $Fu$ -Zahl liegt sehr nahe der des ökologisch vergleichbaren Phalaridetum Südwestdeutschlands (BÖCKER et al., 1983,  $Fu=8.6$ ) und sogar um eine Stufe höher als die Zahl für Weichholzaunen vom Typ des *Salicetum triandrae* ( $Fu=7.4$ ). Die mittlere gewichtete Feuchtezahl dieser Probefläche liegt mit  $Fg=9.1$  (vgl. Tabelle VII.2) gar im Bereich des *Scirpo-Phragmitetum* ( $Fu=9.4$ ).

$Fu=6.8$  erreicht ein lichter Fichtenforst an Stelle eines Stieleichen(-Schwarzerlen-)waldes auf tiefgründigem Grundwassergley an den Fußflächen des südoststeirischen Hügellandes bei Mureck (608/702). Der aktuellen Bestockung (Fichte) entsprechend ist die Drainage nicht optimal und der Standort daher auch oberflächlich sekundär vernäßt. Zum Vergleich sei wieder auf die  $Fu$ -Zahlen ökologisch naheliegender Gesellschaften bei BÖCKER et al. (1983, *Alnus glutinosae*:  $Fu=7.7$ , *Alno-Ulmion*:  $Fu=6.5$ ) und KARRER & KILIAN (1990, *Alnus glutinosa*-Gesellschaft im Leithagebirge:  $Fu=6.4$  bis  $7.5$ ) verwiesen. In der Krautschicht dominierten *Molinia arundinacea* (Rohrartiges Pfeifengras) und *Juncus effusus* (Gemeine Simse), sodaß das überdurchschnittliche Wasserangebot am Standort durch die mittlere gewichtete Feuchtezahl ( $Fg=7.6$ ) noch deutlicher wird.

Die Probefläche 401/703 aus den Salzachauen bei Ostermiething weist eine  $Fu$ -Zahl von 6.7 auf. Der Anteil an Überschwemmungszeigern (UE) liegt hier wie auch auf 406/702 bei etwa 40 %. Relativ gering ist in derartigen Auwaldpunkten der Anteil an Wechselfeuchtezeigern (WF); diese treten auf bruchwaldähnlichen Standorten wie 608/702 (28.6 %) prominenter in Erscheinung. Weitere Auwald-Probeflächen mit entsprechend hohen Feuchtezahlen und hohen Anteilen an Überschwemmungszeigern sind 204/701 ( $Fu=6.4$ ,  $UE=7.4$  %), 411/705 ( $Fu=6.2$ ,  $UE=15.2$  %), 404/701 ( $Fu=6.1$ ,  $UE=12.5$  %).

Hohe  $Fu$ -Zahlen weisen auch subalpine hochstaudenreiche Wälder und Grünerlengebüsche ( $Fu=6.5$ : 301/706, 606/703;  $Fu=6.2$ : 701/701;  $Fu=6.1$ : 202/705, 310/703, 610/709, 611/708, 711/701, 715/709), Schläge und vernäßte, mit Erlen zuwachsende ehemalige Weideflächen ( $Fu=6.4$ : 503/702;  $Fu=6.3$ : 505/708;  $Fu=6.2$ : 504/702, 712/702;  $Fu=6.1$ : 401/704, 612/706) sowie sehr frische bis nasse Ausbildungen einzelner klimaxnaher Waldgesellschaften ( $Fu=6.1$ : 502/705, 608/703) auf.

Die meisten Probeflächen kommen auf mittlere Feuchtezahlen von  $Fu=4.7$  bis  $Fu=5.9$  und sind den in zahlreichen Subassoziationen, Varianten und Fazies auftretenden Waldgesellschaften des Klimaxkomplexes und entsprechenden Ersatzgesellschaften zuzuordnen.

Am anderen Ende der Feuchteskala sind vor allem azonale Gesellschaften der Sonderstandorte vertreten:

- Montane und subalpine Waldgrenzstandorte an Felsen, Blockhalden und seichtgründigen, steilen Rücken:  $Fu=3.5$ : 706/701 (auf Silikat, artenarm);  $Fu=3.6$ : 208/701 (Flaumeichen-Mannaeschen-Buschwald mit Trockenrasenfragmenten);  $Fu=4.3$ : 602/705;  $Fu=4.4$ : 203/706, 206/716 (jeweils auf Kalk, artenreich);  $Fu=4.5$ : 203/701;  $Fu=4.6$ : 201/702, 206/703.
- Trockenwarme inneralpine Nadelwälder:  $Fu=3.8$ : 702/701 (Föhrenwald bei Imst);  $Fu=4.5$ : 714/703 (Lärchenwald im Villgratener Tal, Osttirol).
- Föhrenwälder und ihre Ersatzgesellschaften in den Nördlichen Kalkalpen von Tirol bis zur Thermenlinie:  $Fu=4.3$ : 302/701;  $Fu=4.4$ : 307/703, 717/702;  $Fu=4.5$ : 410/711, 710/704 (degradierter Weidewald bei Ehrwald), 717/704, sowie 707/704 und 714/703 (jeweils mit Latsche);  $Fu=4.6$ : 307/704, 310/704, 310/706, 710/701, 713/704 und 314/701 (mit Schwarzföhre).

- Bodensaure Eichen-Föhren-Wälder in den tieferen Lagen des Waldviertels, zum Teil mit Kiefern und Fichten bepflanzt: Fu=4.1: 306/703 (Jugend); Fu=4.2: 306/701, 306/707, 313/702.
- Sekundäre Kiefernwälder im südöstlichen Alpenvorland (Fu=4.5: 102/707) und aufgeforstete ehemalige Hurweiden und Brachen (Fu=4.5: 102/708, 208/704; Fu=4.6: 402/707).
- Schlagflächen am Alpenostrand mit Trockenheitszeigern wie *Hieracium umbellatum* (Dolden-Habichtskraut), *H. sabaudum* (Savoyer Habichtskraut), *Coryza canadensis* (Kanadisches Berufskraut), *Teucrium chamaedrys* (Edel-Gamander) (Fu=4.5: 101/704).
- Thermophile Laubmischwälder im pannonischen Gebiet und im südöstlichen Alpenvorland: Fu=4.6: 303/701, 101/706, 603/702.

Um die niedrigen und durchschnittlichen Fu-Zahlen richtig einordnen zu können, wird wieder ein Vergleich mit Fu-Zahlen entsprechender Pflanzengesellschaften Deutschlands (s. BÖCKER et al., 1983) gezogen:

- Erico-Pinion-Gesellschaften: Fu=3.7 (Dorycnio-Pinetum) bis Fu=4.8 (Rhododendro-Pinetum)
- Quercion pubescenti-petraeae-Gesellschaften: Fu=3.8 (Lirhospermo-Quercetum) bis Fu=4.2 (Anemoneto-Quercetum)
- Carpinion-Gesellschaften: Fu=4.7 (Galio-Carpinetum), Fu=4.8 (Lirhospermo-Quercetum)
- Quercion robori-petraeae-Gesellschaften: Fu=4.6 bis 4.9
- Vaccinio-Piceion-Gesellschaften: Fu=5.3 bis 6.6
- Abieti-Piceion-Gesellschaften: Fu=4.9 bis 5.3
- Eu-Fagion-Gesellschaften: Fu=4.9 bis 5.3
- Tilio-Acerion-Gesellschaften: Fu=5.7
- Luzulo-Fagion-Gesellschaften: Fu=4.8 bis 5.4.

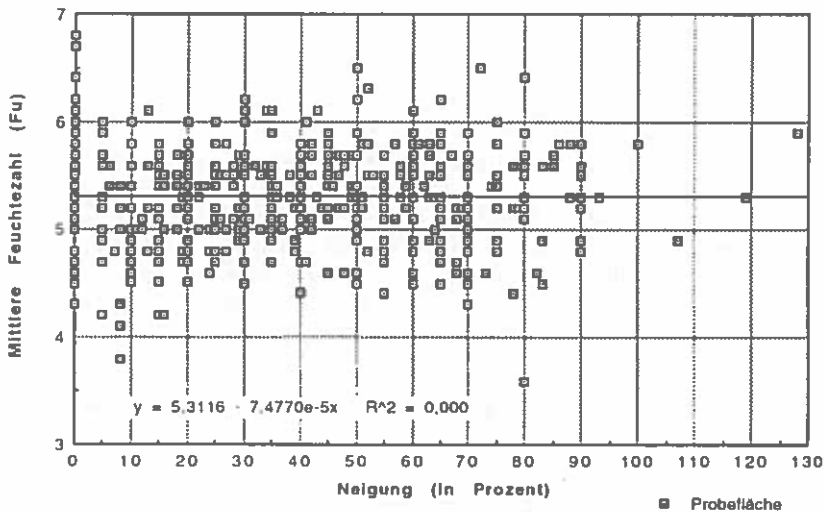


Abbildung VII.10: Beziehung zwischen der mittleren ungewichteten Feuchtezahl (Fu) und der Neigung der Probeflächen

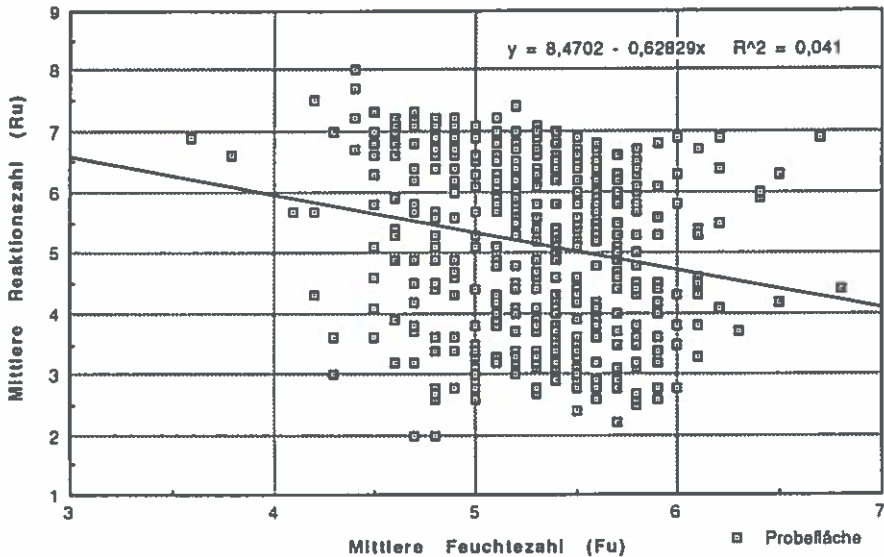


Abbildung VII.11: Beziehung zwischen mittlerer Reaktionszahl und mittlerer Feuchtezahl (jeweils ungewichtet)

Im östlichen Mitteleuropa weisen ähnliche Gesellschaften manchmal etwas niedrigere Feuchtezahlen auf. KARRER & KILIAN (1990) geben beispielsweise aus dem Leithagebirge an:

Quercetum petraeae-cerris (Fu=3.7 bis 4.3),  
 Primulae veris-Carpinetum (Fu=4.6 bis 4.9),  
 Carici pilosae-Carpinetum (Fu=4.7 bis 5.3).

Die Feuchtezahl läßt sich kaum mit irgendeinem durchgehend gemessenen bodenchemischen Merkmal statistisch abgesichert in Beziehung bringen. So zeigt die Feuchtezahl für den gesamten Datensatz keinen Zusammenhang mit der Neigung (Abbildung VII.10).

Die Beziehung zwischen Fu und der mittleren Reaktionszahl (Ru) ist in Abbildung VII.11 dargestellt. Es findet sich hier ebenfalls kein Hinweis auf einen Zusammenhang, obwohl ein Ausreißer (402/706 mit Fu=8.4) aus dem Datensatz entfernt wurde. Das überrascht allerdings nicht, wenn man die Abbildung VII.12 betrachtet. Der Boden-pH-Wert in der Tiefenstufe 0-10 cm hat für die mittlere Feuchtezahl auf unseren Probestflächen keine Bedeutung, ja der Datensatz wird sogar in zwei Gruppen geteilt. Die zwei deutlich erkennbaren Gruppen von Probestflächen würden bei getrennter Behandlung wahrscheinlich eine deutlichere Beziehung zum pH-Wert aufweisen.

Auch zwischen Fu und Nu läßt sich kein gut abgesicherter Zusammenhang nachweisen (s. Abbildung VII.13).

Karte VII.2: Mittlere Stickstoff- und Feuchtezahl (ungewichtet) sowie Signaturen für nennenswerte Anteile von Wechselfeuchtezeigern bzw. Überschwemmungszeigern



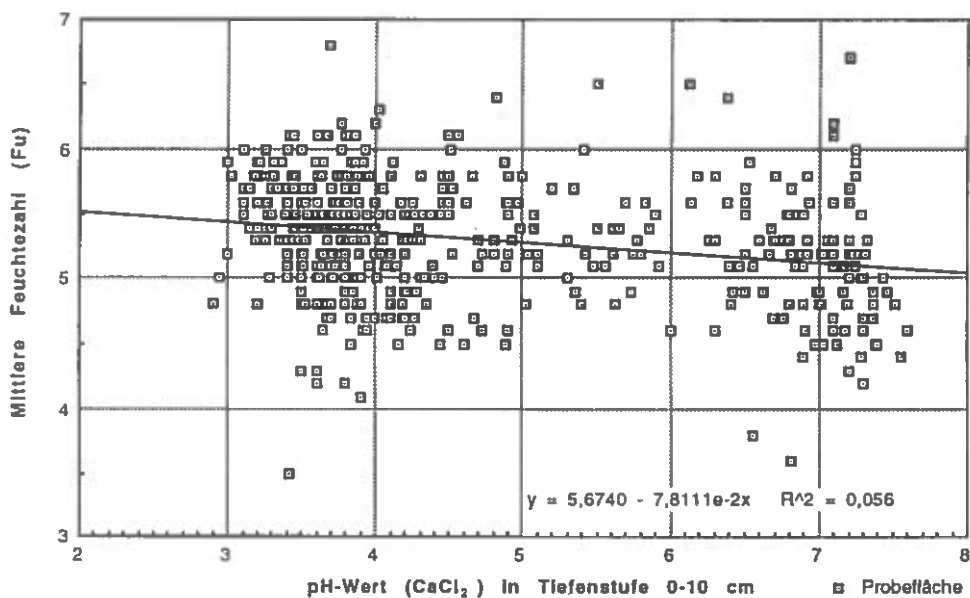


Abbildung VII.12: Beziehung zwischen mittlerer ungewichteter Feuchtezahl (Fu) und pH-Wert in der Tiefenstufe 0-10 cm

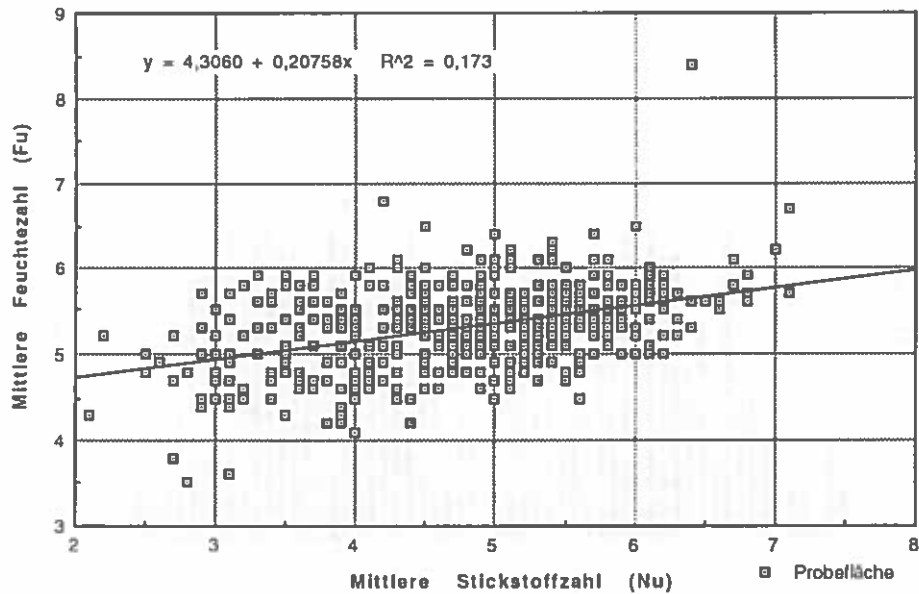


Abbildung VII.13: Beziehung zwischen mittlerer Feuchtezahl und mittlerer Stickstoffzahl (jeweils ungewichtet)

## 2.5 Reaktionszahl

### Bedeutung

Das Verhalten der Pflanzen gegenüber der „Bodenreaktion“ („Boden-pH-Wert“) wird durch die Reaktionszahl ausgedrückt. Nach ELLENBERG et al. (1991) ist diese Zahl gut abgesichert. Wie derselbe aber andeutet, ist eine regionale Nacheichung für lokale Fragestellungen oder für die Anwendung seiner R-Zahlen in benachbarten Regionen zu empfehlen. Dem sind wir nachgekommen und haben manche R-Zahlen den österreichischen Verhältnissen angepaßt.

Im Vergleich zu anderen Zeigerwertskalen ist die Reaktionswertskala nicht linear, weil dahinter die logarithmisch skalierte pH-Skala steht. Bei der Berechnung von mittleren pH-Werten für einzelne Arten ist es erforderlich, die Werte vor der Mittelung zu entlogarithmieren. Für manche Fragestellungen, wo es nur um Größenordnungen geht, dürfte eine Entlogarithmierung allerdings nicht zielführend sein (vgl. SKYLLBERG, 1990).

Zahlreiche Untersuchungen über die Beziehung zwischen Boden-pH-Werten und der Reaktionszahl haben gezeigt, daß sie nur über Polynome 2. und 3. Grades einigermaßen befriedigend beschreibbar ist (vgl. z.B. GÖNNERT, 1989; KARRER, 1991a, b). Selbst die von ELLENBERG (1979, Abb. 2) linear beschriebene Beziehung ist besser als logarithmische Funktion oder als Polynom höherer Ordnung beschreibbar.

Die Skala der Reaktionszahlen ist auch 9stufig und reicht von R=1 (ausgesprochene Säurezeiger wie *Calluna vulgaris* (Besenheide) und *Vaccinium uliginosum* (Moor-Heidelbeere)) über R=5 (Mäßigensäurezeiger wie *Dryopteris filix-mas* (Gemeiner Wurmfarne) und *Hieracium sylvaticum* (Wald-Habichtskraut)) und R=7 (Schwachsäure- bis Schwachbasenzeiger, niemals auf stark sauren Böden, z.B. *Alliaria petiolata* (Knoblauchkresse) und *Carex sylvatica* (Wald-Segge)) bis zu R=9 (reine Basen- und Kalkzeiger wie *Coronilla emerus* (Strauchige Kronwicke) und *Carex firma* (Steife Segge)).

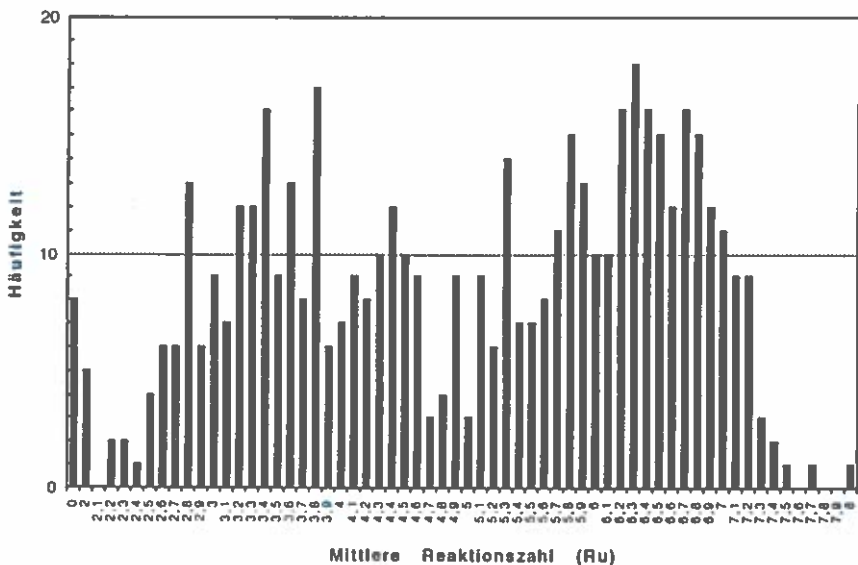


Abbildung VII.14: Häufigkeitsverteilung der mittleren ungewichteten Reaktionszahlen (Ru) der Probeflächen. Ru=0 bedeutet, daß keine Ru-Zahl errechnet werden konnte

## Konkrete Werte

Angesichts räumlich (horizontal und vertikal) stark wechselnder pH-Werte im Wurzelhorizont von Waldböden (BUTZKE, 1988; MAJER, 1988; NYKIST & SKYLLBERG, 1989; SKYLLBERG, 1990) werden die mittleren Reaktionszahlen unserer Probeflächen mit entsprechender Zurückhaltung diskutiert. Die Zeigerwertspektren der einzelnen Probeflächen bringen für die punktweise Interpretation natürlich mehr Hinweise, können aber in diesem Rahmen nur in Einzelfällen verwendet werden. Im folgenden werden die ungewichteten mittleren Reaktionszahlen (Ru) abgehandelt, u.a. um die Vergleichbarkeit mit Ergebnissen Anderer zu gewährleisten (siehe Tabelle VII.2 im Anhang und Karte VII.3).

Die Häufigkeitsverteilung der Ru-Zahlen sind in Abbildung VII.14 dargestellt. Es springt sofort eine Zweigipfeligkeit ins Auge. Den deutlichsten Gipfel mit Ru um 6.3 weisen Probeflächen auf kalkreichen Substraten auf. Dem stehen die Probeflächen auf bodensauren Standorten mit einem Gipfel um Ru=3.4 gegenüber. Probeflächen mit Ru=4.0 bis 4.6 bilden einen nicht zu übersehenden Nebengipfel im Bereich schwach saurer Standorte. Durch die 2 Hauptgipfel der Ru-Verteilung ist die in ENGLISCH et al. (1992) erläuterte Teilung des Gesamtdatensatzes für die bodenkundliche Auswertungen in die Gruppen „karbonatbeeinflußt“ und „karbonatfrei“ bestätigt. Inwieweit die Berücksichtigung des „schwach sauren Nebengipfels“ für die bodenkundlichen Auswertungen sinnvoll interpretierbare Ergebnisse liefert, konnte noch nicht überprüft werden.

Die gesamte Streubreite ist für die vorliegende österreichweite Erhebung mit Ru=2.0 bis 8.0 kaum größer als bei der Erhebung des Bodenzustandes auf den Verdichtungsflächen in Niederösterreich (ENGLISCH et al., 1991).

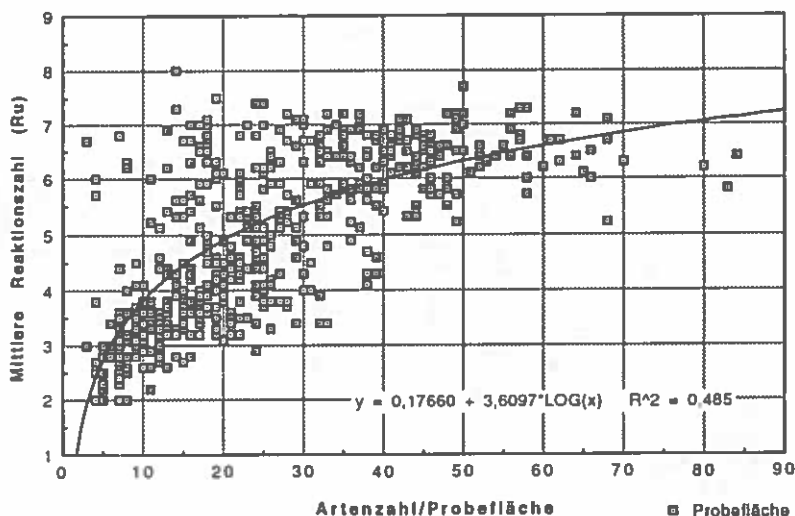


Abbildung VII.15: Beziehung zwischen mittlerer ungewichteter Reaktionszahl (Ru) und Artenzahl

Die Ru-Zahlen sind am niedrigsten auf Probeflächen mit wenigen Arten, durchwegs geringen pH-Werten und V-Werten sowie geringer Kationenaustauschkapazität (KAK) (siehe die Abbildungen VII.15, VII.16, VII.17 und VII.18). Bei einer Aufteilung des Datensatzes wird ersichtlich, daß sich die 177 karbonatbeeinflußten Probeflächen deutlich von den karbonatfreien

unterscheiden (durchschnittl. Artenzahl: 37 gegenüber 21, durchschnittl. Ru-Zahl 6.4 gegenüber 4.2 und durchschnittl. Nu-Zahl 5.1 gegenüber 4.6).

Ru-Zahlen und C/N-Verhältnis (in Tiefenstufe 0-10 cm) sind dafür - etwas schwächer abgesichert - negativ korreliert, d.h. bei geringen Ru-Zahlen sind die C/N-Verhältnisse eher weit (Abbildung VII.19), was die ungünstigen Humusformen auf sauren Böden dokumentiert.

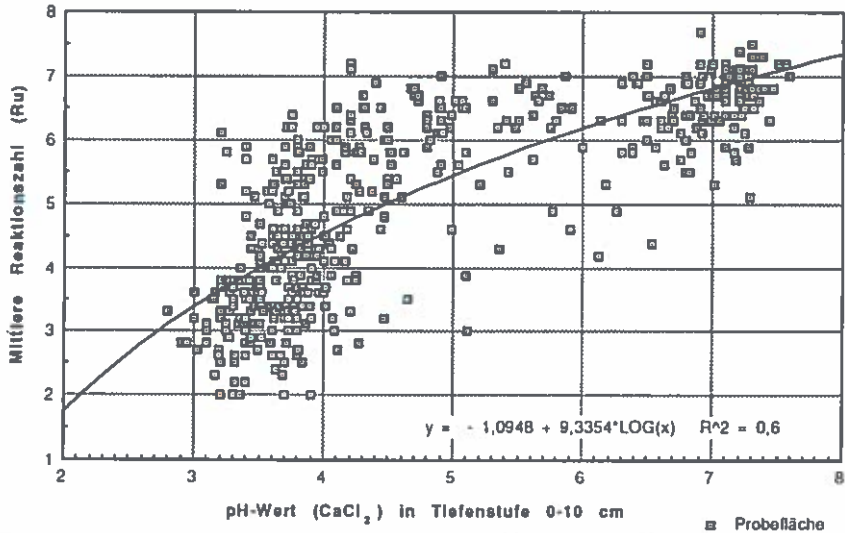


Abbildung VII.16: Beziehung zwischen mittlerer ungewichteter Reaktionszahl (Ru) und pH-Wert ( $\text{CaCl}_2$ ) in der Tiefenstufe 0-10 cm

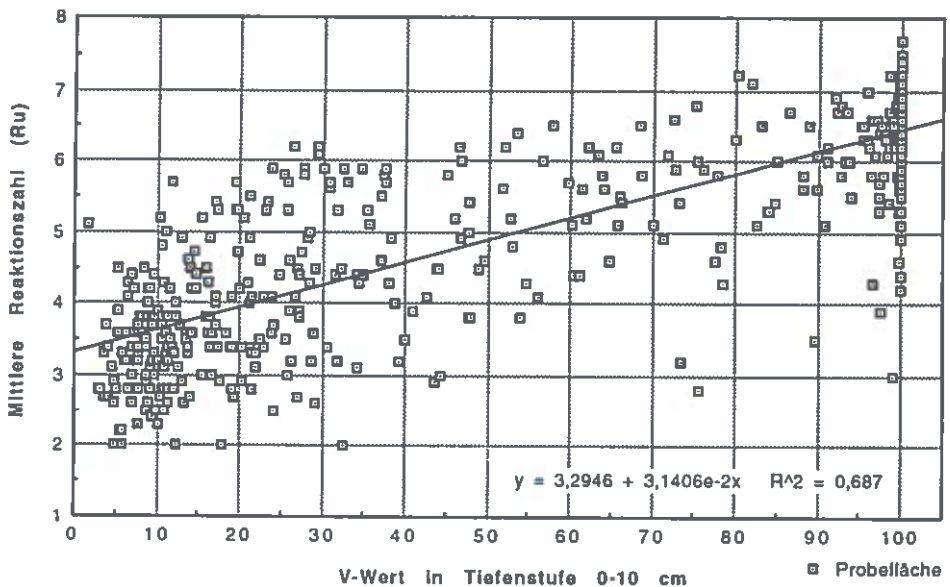


Abbildung VII.17: Beziehung zwischen mittlerer ungewichteter Reaktionszahl (Ru) und Basensättigung (V-Wert) in der Tiefenstufe 0-10 cm

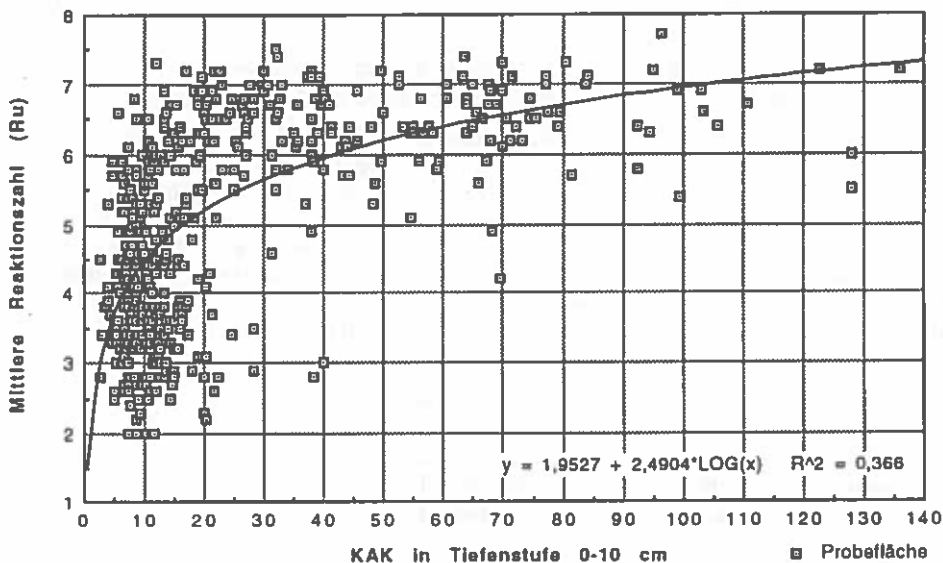


Abbildung VII.18: Beziehung zwischen mittlerer ungewichteter Reaktionszahl (Ru) und Kationen-austauschkapazität (KAK) in der Tiefenstufe 0-10 cm

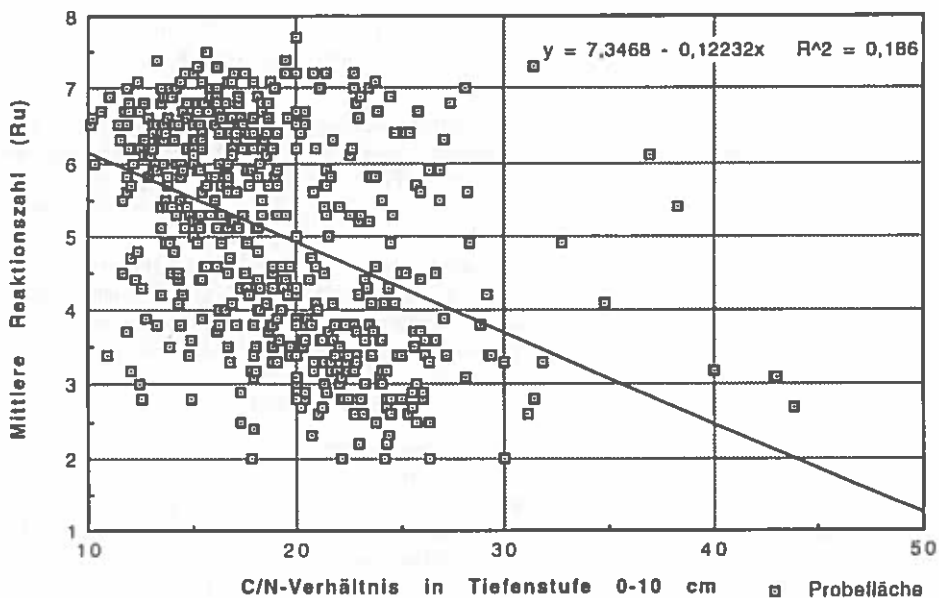


Abbildung VII.19: Beziehung zwischen der mittleren ungewichteten Reaktionszahl (Ru) und dem C/N-Verhältnis in der Tiefenstufe 0-10 cm

Fast alle Probestellen mit  $Ru \leq 2.7$  sind Fichtenbestände (die naturnäheren mit Kiefer oder Lärche gemischt), seltener reine Föhren- oder Zirbenwälder (316/702:  $Ru=2.2$ , Waldviertel; 717/706:  $Ru=2.6$  (Sellrain in Nordtirol). Im Unterwuchs derartiger Bestände sind nur wenige, aber dafür säuretolerante Pflanzenarten anzutreffen - maximal 11 pro Probestelle.

$Ru=2.0$  wurde in Fichtenwäldern der Probestellen 313/701 (Waldviertel), 408/702 und 411/701 (Böhmerwald), und 503/711 (natürl. Fichtenwald im Gasteiner Tal) ermittelt,  $Ru=2.2$  auf 313/705 (Fichten-Kiefern-Forst im Waldviertel) und 613/702 (subalpiner Fichten-Lärchen-Wald in den Schladminger Tauern),  $Ru=2.3$  auf 202/704 (Fichtenforst im östlichen Nockgebiet) und 610/716 (Fichtenwald in den Wölzer Tauern),  $Ru=2.4$  auf 503/706 (subalpiner Fichtenwald bei Radstadt) sowie  $Ru=2.5$  auf 313/705 (Fichtenforst im Waldviertel), 605/703 (sekundärer Kiefern-Fichtenwald in der Buckligen Welt), 613/701 (subalpiner Fichten-Lärchenwald in den Schladminger Tauern) und 708/702 (Fichten-Lärchen-Kiefern-Jugend in Osttirol).

Den größten Anteil der Probestellen um die  $Ru$ -Zahl 3.4 (Besetzungsmaximum der bodensauren Gruppe) bilden Nadelwälder (nur Fichte oder Nadelmischwald, selten mit einigen Laubwaldarten gemischt). Es wurden damit offenbar sowohl magere, saure Böden erfaßt, welche auch bodenanalytisch gut dokumentiert sind (Teil V, KILIAN, 1992), als auch Degradationsstadien der Waldvegetation (sekundäre Fichten- und Kiefernwälder).

Der Nebengipfel in Abbildung VII.14 in Bereich der  $Ru$ -Zahlen 4.0 bis 4.6 wird von großteils sekundären Fichtenwäldern (meist aus Buchen-Tannen-Fichten-Wäldern umgewandelt) oder naturnäheren Buchen-Tannen-Fichtenwäldern gebildet. Bemerkenswert ist der in den meisten Beständen hohe Anteil von Lärche (vereinzelt auch Kiefer), was ebenfalls auf den vielfach sekundären Charakter derartiger Bestände hinweist. Die Zirbe tritt bestandesbildend oder zumindest als Begleitbaumart nur zwischen den  $Ru$ -Zahlen 2.6 und 5.1 auf.

Fast alle Probestellen auf kalkreichen Standorten (Gruppe der karbonatbeeinflussten Probestellen) weisen  $Ru$ -Zahlen von  $\geq 4.7$  auf und sind am stärksten im dritten und größten Verteilungsgipfel der Abbildung VII.14 vertreten.

Die höchsten  $Ru$ -Zahlen werden in felsigen Steilhang-Föhrenwäldern erreicht, z.B.  $Ru=8.0$  auf 717/702 (Schutzwald nordöstlich von Scharnitz),  $Ru=7.7$  auf 307/703 (Erico-Pinetum bei Kleinzell) und  $Ru=7.4$  auf 312/711 (Buchen-Kiefern-Fichtenwald bei Kienberg). Aber auch auf kalkreichen Sedimenten können hohe  $Ru$ -Zahlen festgestellt werden, beispielsweise  $Ru=7.5$  auf 305/703 (kiefernreicher Aufwuchs nach einer Hutweide auf Löß im zentralen Weinviertel) und  $Ru=7.4$  auf 305/704 (Donauauen bei Seebarn).  $Ru=7.3$  wird erreicht auf 307/707 (Niederösterreichische Kalk-Voralpen westl. Tünnitz), 410/711 (Buchen-Fichtenwald in den Oberösterreichischen Kalkalpen östl. Weyer) und 717/703 (Alluvialer Weidewald in der Nordkette nahe Zirl. Ab  $Ru=7.2$  (und darunter) sind vor allem Buchenwälder (submontan: 101/702, 302/703 bis montan: 307/711, 310/704, 314/703, teilweise schon mit Fichte gemischt: 403/701) oder Kalk-Fichtenwälder (203/706, 713/704 und 801/704) vertreten.

Die  $Ru$ -Zahlen weisen eine deutlich positive Beziehung zu den bodenchemischen Kennzahlen pH-Wert, KAK und V-Wert im Hauptwurzelhorizont (Tiefenstufe 0-10 cm) auf. Das entspricht den Erwartungen, sind doch diese Daten auch untereinander deutlich positiv korreliert. So weisen V-Wert und pH-Wert einen starken positiven Zusammenhang in Form einer logarithmischen Ausgleichskurve mit einem Bestimmtheitsmaß von  $R^2=0.782$  auf (Abbildung VII.20), KAK und pH-Wert einen positiven Zusammenhang, der durch eine exponentielle Ausgleichskurve beschreibbar ist (Abbildung VII.21)

*Karte VII.3: Mittlere Reaktionszahl (ungewichtet) und Pufferbereiche nach ULRICH (1983), entsprechend den pH-Wert-Stufen in der Tiefenstufe 0-10 cm*

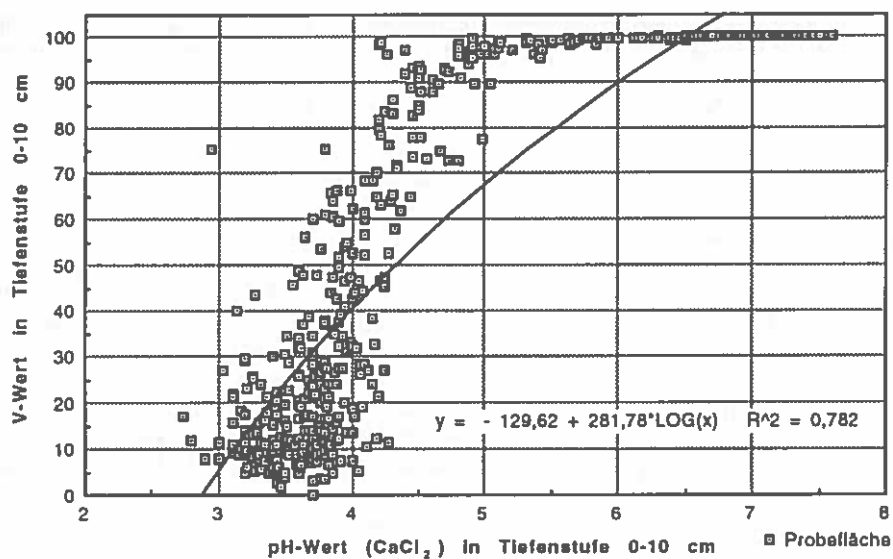


Abbildung VII.20: Beziehung zwischen V-Wert und pH-Wert ( $\text{CaCl}_2$ ) in Tiefenstufe 0-10 cm

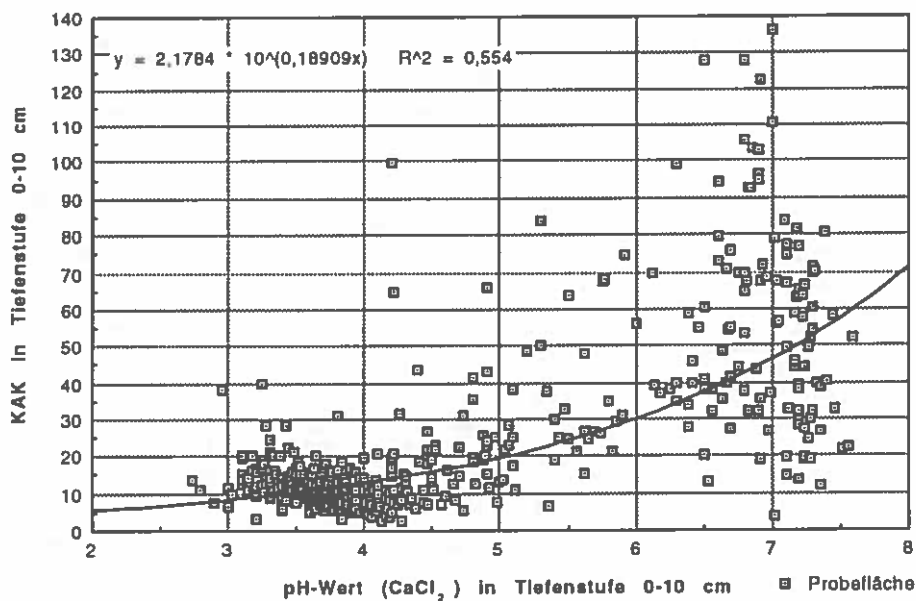


Abbildung VII.21: Beziehung zwischen KAK (Kationenaustauschkapazität) und pH-Wert in Tiefenstufe 0-10 cm

Die Beziehung der Ru-Zahlen zur KAK einerseits (logarithmisch) und zum V-Wert andererseits (linear durch die Teilung des Datensatzes in 2 Cluster) findet sich in jener zum pH-Wert kombiniert wieder. Dort ist auch der Unterschied im Bestimmtheitsmaß für die logarithmische ( $R^2=0.509$ ) und die lineare Ausgleichskurve ( $R^2=0.568$ ) sehr gering. Verwendet man für die Beschreibung des Zusammenhangs zwischen Ru-Zahlen und pH-Wert Ausgleichskurven mit höherem Bestimmtheitsgrad (z.B. Polynome 3. und 4. Grades), so läßt sich diese nicht mehr sinnvoll interpretieren (HERZBERGER & KARRER, 1992).

In Karte VII.3 wird gleichzeitig die geographische Verteilung der Ru-Zahlen aller Probestflächen und der entsprechenden pH-Werte ( $\text{CaCl}_2$ , Tiefenstufe 0-10 cm) dargestellt. Die Skalierung und Farbgebung ist äußerlich sehr ähnlich, eine Gleichsetzung der Stufen ist allerdings nicht zulässig. Auf den 46 Probestflächen der Ru-Klasse  $<3.0$  weisen die pH-Werte ( $\bar{x}(\text{pH})=3.44$ ) nur eine geringe Standardabweichung auf (siehe Tabelle VII.3). Je höher die Ru-Klasse, umso stärker steigen auch die Standardabweichungen der pH-Werte innerhalb der Klassen. Lediglich die höchste Ru-Klasse ( $\text{Ru} \geq 7.0$ ) ist wieder homogener ( $s_x(\text{pH})=0.89$ ).

*Tabelle VII.3: Verteilung der pH-Werte ( $\text{CaCl}_2$ , Tiefenstufe 0-10 cm) in den Reaktionszahl-Klassen (Ru) der Karte VII.3: n = Anzahl der Probestflächen pro Ru-Klasse,  $\bar{x}(\text{pH})$  = mittlerer pH-Wert,  $s_x$  = Standardabweichung der mittleren pH-Werte,  $\min(\text{pH})$  = kleinster pH-Wert,  $\max(\text{pH})$  = größter pH-Wert*

Ru-Klasse	n	$\bar{x}(\text{pH})$	$s_x$	$\min(\text{pH})$	$\max(\text{pH})$
$\leq 2.9$	46	3.44	0.31	2.73	4.28
3.0-3.9	109	3.64	0.38	2.79	5.11
4.0-4.9	83	3.99	0.64	3.36	6.53
5.0-5.9	94	4.54	1.17	3.20	7.29
6.0-6.9	139	5.89	1.20	3.20	7.46
$\geq 7.0$	37	6.75	0.89	4.20	7.59
keine Ru-Zahl	8	-	-	-	-

*Tabelle VII.4: Verteilung der mittleren Reaktionszahlen (Ru) in den Pufferbereichen (nach ULRICH, 1983) in Karte VII.3: n = Anzahl der Probestflächen jedes Pufferbereichs,  $\bar{x}(\text{Ru})$  = durchschnittliche Ru-Zahl,  $s_x$  = Standardabweichung der durchschnittlichen Ru-Zahlen,  $\min(\text{Ru})$  = kleinste Ru-Zahl,  $\max(\text{Ru})$  = größte Ru-Zahl*

Pufferbereiche	pH-Werte	n	$\bar{x}(\text{Ru})$	$s_x$	$\min(\text{Ru})$	$\max(\text{Ru})$
Fe-Pufferbereich	$\leq 3.2$	24	3.2	0.93	2.0	6.1
Al-Fe-Pufferbereich	3.21-3.8	172	3.9	1.02	2.0	6.4
Al-Pufferbereich	3.81-4.2	88	4.6	1.09	2.0	7.2
Austauscher-Pufferber.	4.21-5.0	63	5.7	0.92	2.8	7.0
Silikat-Pufferbereich	5.01-6.2	37	6.0	0.97	3.0	7.2
Karbonat-Pufferbereich	$> 6.2$	118	6.6	0.56	4.4	7.7
-	kein Wert	7	-	-	-	-

Gruppirt man die Probestflächen gemäß den Pufferbereichen nach ULRICH (1983), dann zeigt sich, daß die Gruppe im Karbonat-Pufferbereich recht homogen besetzt ist ( $\bar{x}(\text{Ru})=6.6$ , bei  $s_x(\text{Ru})=0.56$ , Tabelle VII.4). Allen anderen Pufferbereichen sind Probestflächen mit jeweils stark streuenden Ru-Zahlen zugeordnet ( $s_x(\text{Ru})$  um 1.0).



## 2.6 Stickstoffzahl

### Bedeutung

Die Stickstoffzahl bzw. Nährstoffzahl drückt den Versorgungsgrad der Pflanzen mit Mineralsstickstoff (Nitrat und/oder Ammonium) aus.

Die Unsicherheiten bei früheren Einstufungen (ELLENBERG, 1979) konnten sowohl ELLENBERG et al. (1991) wie auch andere Bearbeiter von Zeigerwerten bisher nicht eliminieren, vor allem weil man die Auswirkungen des diffusen Nährstoffeintrages, der in fast allen Teilen Mitteleuropas innerhalb der letzten ein bis zwei Jahrzehnte nachgewiesen wurde, kaum abschätzen kann. Die Unterscheidung der ökologischen Auswirkungen von Immissionen und Bewirtschaftungsarten ist kaum möglich.

Die Extrempositionen (ausgesprochen oligotrophe und ausgesprochen eutrophe Pflanzen) sowie die Werte für viele Grünlandpflanzen, für die ja zahlreiche Düngungsversuche existieren, kann man als gut abgesichert betrachten. Die Einstufung der Arten dazwischen ist oft mit einer gewissen Unsicherheit behaftet (ELLENBERG, 1979). Trotzdem kann angenommen werden, daß zeitliche Veränderungen ausreichend scharf dokumentierbar sind.

Die Skala reicht von N=1 (stickstoffärmste Standorte anzeigend, z.B. *Calluna vulgaris* (Heidekraut) und *Genista pilosa* (Behaarter Ginster)), über N=3 (am häufigsten auf stickstoffarmen Standorten, z.B. *Polygonatum odoratum* (Gemeine Weißwurz) und *Vaccinium myrtillus* (Heidelbeere)), N=5 (mäßig stickstoffreiche Standorte anzeigend, z.B. *Milium effusum* (Flattergras) und *Rosa arvensis* (Wald-Rose)) und N=7 (am häufigsten an stickstoffreichen Standorten, z.B. *Mercurialis perennis* und *Myosotis sylvatica* (Wald-Vergißmeini)) bis N=9 (an übermäßig stickstoffreichen Standorten konzentriert, z.B. *Alliaria petiolata* Knoblauchskeule) und *Sambucus racemosa* (Schwarzer Holunder)).

In terrestrischen Ökosystemen weist die Stickstoffzahl vor allem Beziehungen zum Element Stickstoff im Boden (incl. Auflage) auf. Andere hinsichtlich ihrer Quantität bedeutsamen Nährstoffe (Hauptnährelemente) laufen in naturnahen Bereichen meist parallel zum Stickstoff. In aquatischen Ökosystemen übernimmt jedoch der Phosphorgehalt (als Phosphat) die führende Rolle bei der Beurteilung des trophischen Zustandes und damit des Zeigerwertes für Stickstoff bzw. Nährstoffe.

### Konkrete Werte

Zum Zweck einer groben indirekten Beurteilung des Trophiezustandes der Probestellen werden die mittleren ungewichteten Stickstoffzahlen (Nu) herangezogen. Für eine stratifizierte Auswertung könnten sich allerdings auch die gewichteten Stickstoffzahlen (Ng) bewähren (vgl. ENGLISCH et al., 1991; VOLLRATH & SOLOMATIN, 1976). Für eine Wichtung der N-Zahlen spricht nach BÖCKER et al. (1983), daß man die N-Zahlen wegen ihrer angeblich linearen Beziehung zu bestimmten Stickstoff-Meßdaten (z.B. GÖNNERT, 1989) wie eine kardinale Variable behandeln kann.

Gewichtete wie ungewichtete Stickstoffzahlen aller Probestellen sind in Tabelle VII.2 (im Anhang) aufgelistet, ihre geographische Verteilung ist in Karte VII.2 dargestellt.

Aus der Häufigkeitsverteilung der Nu-Zahlen (Abbildung VII.22) wird ersichtlich, daß unsere Waldökosysteme zumindest zum größeren Teil auf durchschnittlich nährstoffversorgten Standorten entwickelt sind. (Auch Daten der Makronährstoffversorgung und der austauschbaren Kationen ergaben ein ähnliches Bild; vgl. MUTSCH, 1992a) und KILIAN, 1992). Überdurchschnittlich gut versorgt (Nu  $\geq 7$ ) sind nur Waldstandorte im Bereich von Gewässern (Auwälder). Der Großteil der Standorte hoher Nährstoffgüte wurde ja längst gerodet und landwirtschaftlich genutzt, sodaß der Wald im agrarisch intensiv genutzten Tiefland nur mehr auf Reliktpositionen (entweder sehr bodenkarg oder überschwemmungsge-

fährdet) zurückgedrängt wurde. Unter natürlichen Verhältnissen kann man wohl mit einer Häufigkeitsverteilung in Form einer Glockenkurve rechnen, unter der anthropogenen Last ist aber die rechte Schulter der Verteilung gekappt und die aktuelle Verteilung rechtsschief (s. Abbildung VII.22).

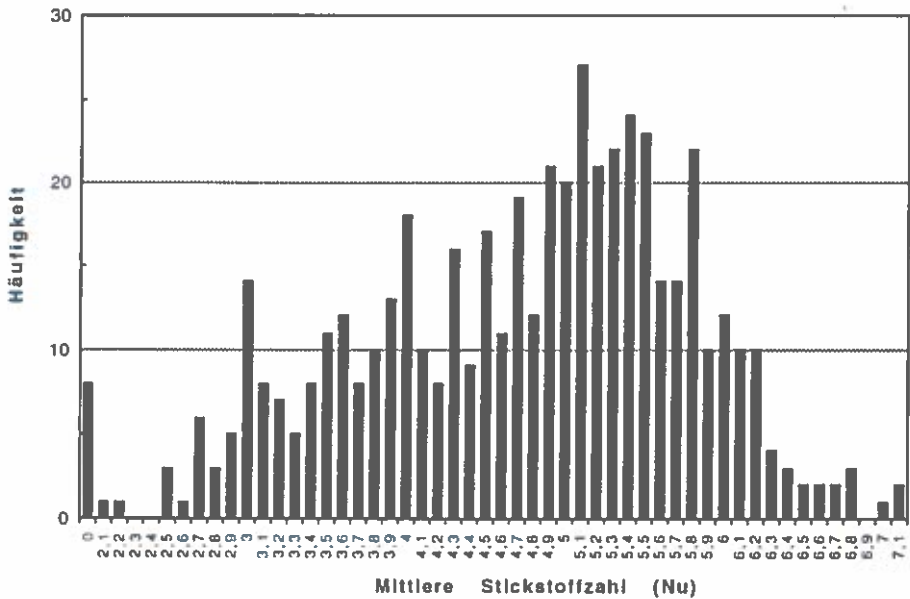


Abbildung VII.22: Häufigkeitsverteilung der mittleren ungewichteten Stickstoffzahlen (Nu) der Probestflächen. Nu=0 bedeutet, daß keine Nu-Zahl errechnet werden konnte

Die Probestflächen mit den niedrigsten Nu-Zahlen sind gleichzeitig auch extrem sauer. Es handelt sich durchwegs um naturnahe Nadelwälder mit dominierender Fichte (oft mit Lärche, seltener mit Zirbe oder Kiefer gemischt) im Bereich der Zentralalpen oder boreale Kiefern-wälder.

Die Probestflächen 602/705 (Koralpe, Fichte+Lärche) und 607/703 (Fichten-Lärchen-Zirbenbestand in den Seckauer Tauern) weisen mit Nu=2.0 bzw. 2.2 die mit Abstand tiefsten Nu-Zahlen auf und stocken auf armer Braunerde. Nu=2.5 weisen 3 Probestflächen auf Semipodsol über Kristallin auf (206/715: östl. Radenthein, 408/702: Böhmerwald, 606/709: Wölzer Tauern). Nur eine Probestfläche hat Nu=2.6 aufzuweisen (709/703: subalpiner Fichten-Lärchen-Zirbenwald im Deffereggental). Nu=2.7 ist wieder stärker besetzt: auf Semipodsol über Kristallin (313/703: Fichtenforst im Waldviertel, 207/707: sekundärer Fichten-Kiefernbestand bei Parernion im Drautal, 316/702: reiner Kiefernwald im Waldviertel), auf substratbedingtem Podsol (503/711: Gasteiner Tal), auf Ranker (801/705: Montafon) und sogar auf Kalk-Braunlehm (702/701: inneralpiner Kiefernwald bei Imst). Die Gruppe der oligotrophen Probestflächen runden noch jene mit Nu=2.8 ab: 206/701 (Fichtenwald nördlich Möllbrücke in Oberkärnten), 706/701 (Fichten-Kiefern-Lärchen-Bestand an einem felsigen Hang bei St. Jakob a. Arlberg, auf Ranker) und 708/704 (Lienzer Dolomiten; dealpiner Latschenbestand mit einzelne Lärchen, Rostroter und Hybrid-Alpenazalee und Heidelbeere im Unterwuchs; auf einem Mosaik aus Pseudogley und O-C-Boden auf Kalk mit mächtiger Rohhumus-Auflage stockend).

Viele Probestellen mit geringen Nu-Zahlen sind auf natürlich nährstoffarmen Standorten anzutreffen. Degradierbare Probestellen (Waldweide, Aushagerung durch Streurechen) haben oft noch Relikte aus „besseren Zeiten“ (Zeiger für guten Nährstoffhaushalt), wodurch über die mittleren ungewichteten Stickstoffzahlen relativ mehr Nährstoffmengen angezeigt werden, als auf der gesamten Fläche im jeweiligen Zustand tatsächlich verfügbar sind.

Die mittleren Stickstoffzahlen steigen mit zunehmend günstigerem Ausgangssubstrat nur allmählich an (Abbildung VII.22) und erreichen die maximale Belegung bei  $Nu=5.1$ . Derartige Nu-Zahlen sind breit gestreut über die unterschiedlichsten Bestandes- und Bodentypen.

Oberhalb des Maximums nimmt die Besetzung der Nu-Klassen in Abbildung VII.22 rasch ab.  $Nu=6.3$  weisen nur mehr vier Probestellen auf (307/708 und 601/703, jeweils auf Kalk-Braunlehm, sowie 314/706, auf Mischboden aus Rendsina und Kalk-Braunlehm, und 802/702, auf reicher Braunerde);  $Nu=6.4$  ist auf 301/703 (auf auffallend saurem Pseudogley) und 315/702 (Donauauen bei Wolfsthal),  $Nu=6.5$  auf 206/702 (Hangfuß südlich Spittal a.d.Drau) und 301/701 (Restwaldfläche bei Ybbsitz) und schließlich  $Nu=6.6$  auf 408/703 (Mühlviertel, östlich Haslach) und 604/705 (Murdurchbruch nördlich Deutschfeistritz) festzustellen. Noch höhere Nu-Zahlen werden auf 406/701 (Donauauen im Machland) und 612/701 (Hangfuß am Perchauer Sattel) mit jeweils  $Nu=6.7$  sowie auf 405/701 (Burgwall bei Kronsdorf südlich Enns), 407/701 (Innviertel bei Obernberg) und 606/701 (Obdacher Sattel) mit  $Nu=6.8$  erreicht.

Die höchsten Nu-Zahlen insgesamt stellten die Probestellen 401/703 (Salzachauen bei Ostermiething) und 615/701 (nördlich der Weizklamm, leichte Braunerde auf Hangkolluvium) mit  $Nu=7.1$ , sowie 411/705 (Donauauen unterhalb von Linz) mit  $Nu=7.0$ .

Alle genannten Probestellen mit  $Nu \geq 6.3$  liegen in kleinen Restwaldflächen (Wälder mit linearen Strukturen, Waldränder) innerhalb agrarisch intensiv genutzter Landschaftsteile, im Sedimentationsbereich von Gewässern oder in Hanglagen mit deutlicher Akkumulation. Ähnliches konnte bereits für die Probestellen des niederösterreichischen Verdichtungsnetzes (ENGLISCH et al., 1991) festgestellt werden.

Die C/N-Verhältnisse in der Tiefenstufe 0-10 cm auf Probestellen mit hohen Nu-Zahlen sind meist günstig (zwischen 12 und 18), lediglich auf den Probestellen 301/703 ( $Nu=6.4$ ) und 407/702 ( $Nu=6.7$ ) liegt es bei 23 bzw. 25 bei gleichzeitig recht niedrigem pH-Wert von 3.20 bzw. 3.30. Alle Probestellen mit ausgesprochen niedrigen Nu-Zahlen weisen im Gegensatz dazu sehr weite C/N-Verhältnisse (von 18 bis 40) auf, wobei die pH-Werte meist unter 4.0 liegen. Aber auch hier gibt es Ausreißer, vor allem beim pH-Wert (702/701: auf Kalk,  $pH=6.56$  in Tiefenstufe 0-10 cm, oder 203/706: ebenfalls auf Kalk mit  $pH=7.56$ !), aber auch bezüglich des C/N-Verhältnisses (203/705:  $C/N=11$  in Tiefenstufe 0-10 cm trotz  $pH=3.71$  sowie 501/705:  $C/N=13$  bei  $pH=3.25$ ).

Anhand dieser Beispiele ist auch gleich erklärt, wieso sich die Nu-Zahl recht deutlich indirekt proportional zum C/N-Verhältnis in der Tiefenstufe 0-10 cm verhält (Abbildung VII.23). Die Beziehung der Nu-Zahl zum C/N-Verhältnis in der Auflage ist nicht so deutlich (Abbildung VII.24).

Die mittlere Stickstoffzahl erweist sich für den Gesamtdatensatz als unabhängig vom Stickstoffvorrat im Hauptwurzelhorizont (Abbildung VII.25). Setzt man die Nu-Zahlen allerdings in Beziehung zum pH-Wert (in  $CaCl_2$ ) in der Tiefenstufe 0-10 cm, dann ergibt sich trotz der oben besprochenen Ausnahmen ein gut erkennbarer Zusammenhang, der sich am besten als Polynom 2. Grades erklären läßt (Abbildung VII.26). Mit steigendem pH-Wert nimmt die Nu-Zahl zwar deutlich zu, ab einem pH-Wert von  $>7.3$  sinkt die Nu-Zahl aber wieder. Dies entspricht den Erfahrungen der Vegetationskunde, wo extreme Kalkstandorte (mit hohen pH-Werten) als eher nährstoffarm eingestuft werden (vgl. dazu auch ELLENBERG, 1986).

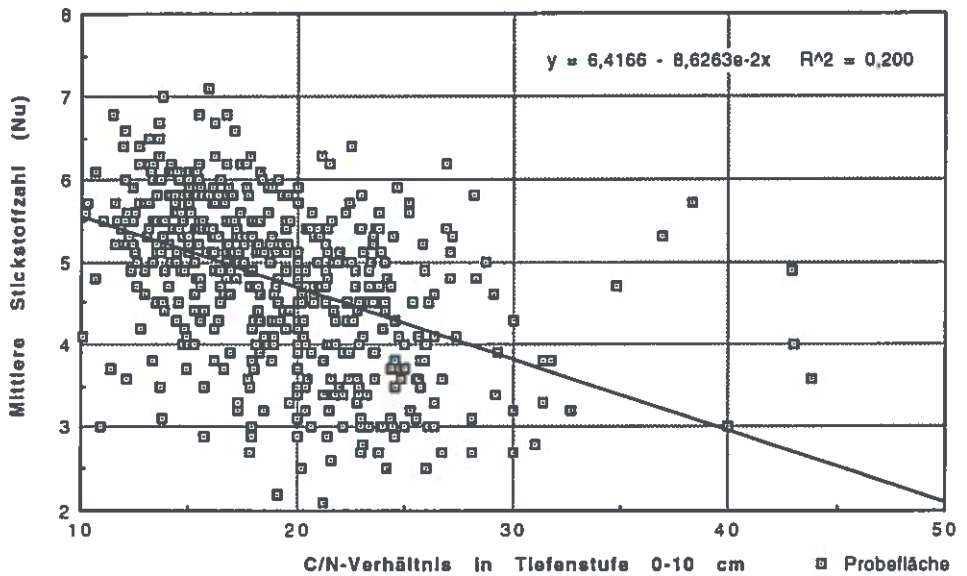


Abbildung VII.23: Beziehung zwischen mittlerer ungewichteter Stickstoffzahl (Nu) und C/N-Verhältnis in der Tiefenstufe 0-10 cm

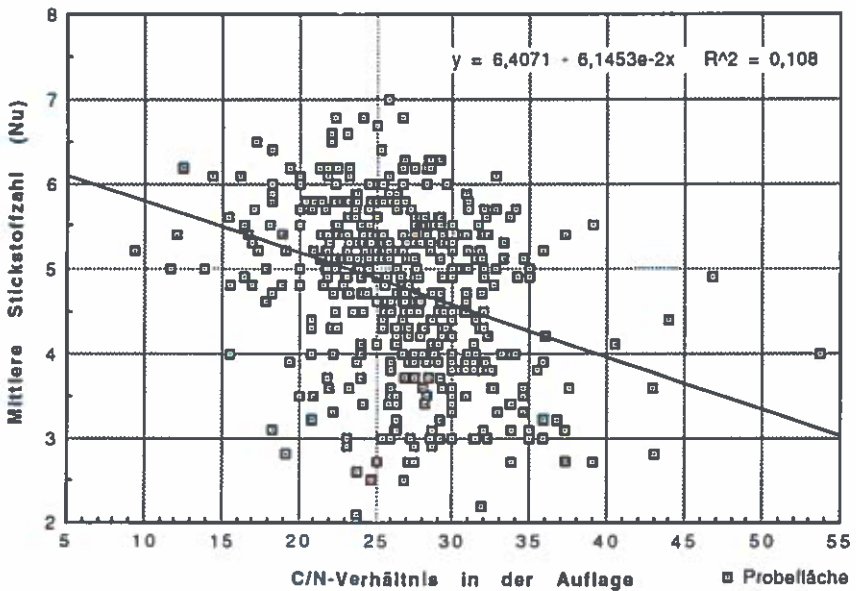


Abbildung VII.24: Beziehung zwischen mittlerer ungewichteter Stickstoffzahl (Nu) und C/N-Verhältnis in der Auflage

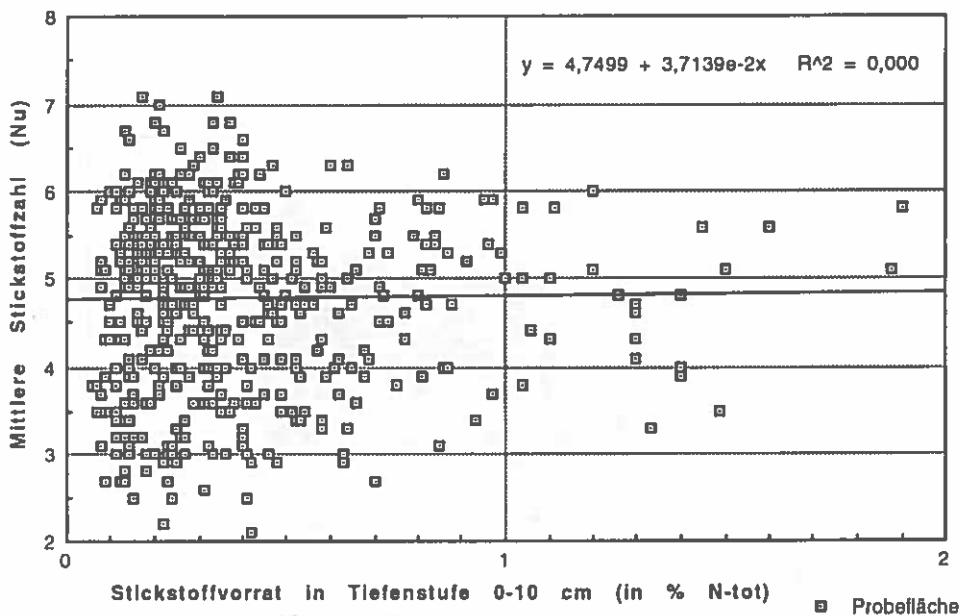


Abbildung VII.25: Beziehung zwischen mittlerer ungewichteter Stickstoffzahl (Nu) und Stickstoffvorrat in der Tiefenstufe 0-10 cm

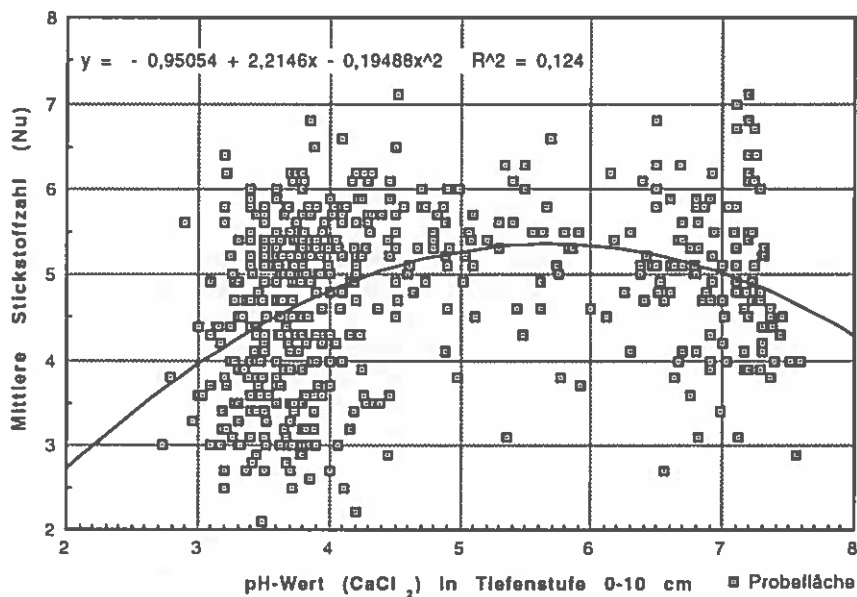


Abbildung VII.26: Beziehung zwischen mittlerer ungewichteter Stickstoffzahl (Nu) und pH-Wert in der Tiefenstufe 0-10 cm

Noch besser läßt sich dieser Zusammenhang durch die Abbildung VII.27 aufzeigen. Die Ru- und Nu-Zahlen der WBZI-Probeflächen sind voneinander abhängig, was durch die recht gut abgesicherte Ausgleichskurve (Polynom 2. Grades) zu erhärten ist.

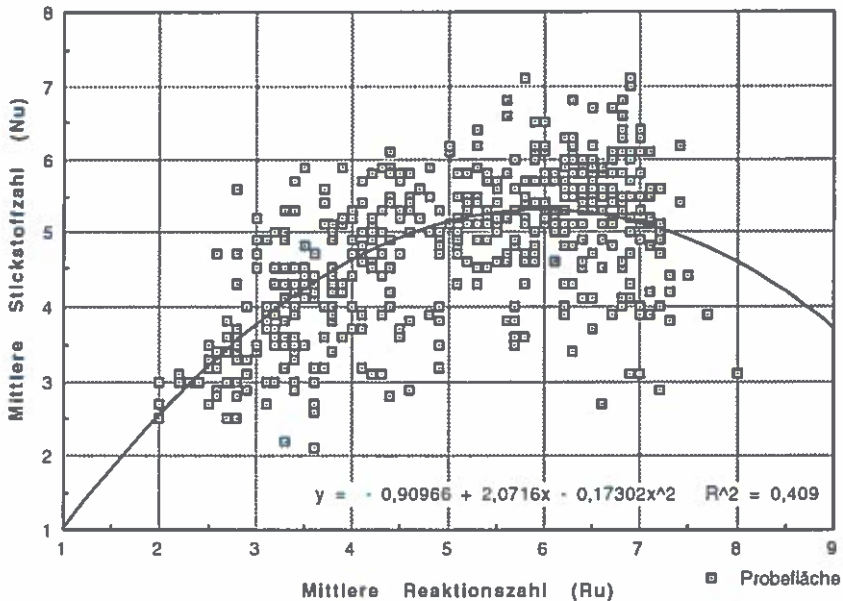


Abbildung VII.27: Beziehung zwischen mittlerer Stickstoffzahl (Nu) und mittlerer Reaktionszahl (Ru), jeweils ungewichtet

## 2.7 Wechselfeuchtezeiger

### Bedeutung

Pflanzenarten, die einen krassen Wechsel in den Bodenwasserverhältnissen ertragen können, werden als Wechselfeuchtezeiger bezeichnet. Am häufigsten wird dieses Merkmal - im engeren Sinn - für Arten gebraucht, die bei zeitweiser Staunässe und damit phasenweise auftreten - dem Sauerstoffmangel im Wurzelhorizont einen deutlichen Konkurrenzvorteil aufweisen. Wechselnde Bodenwasserverhältnisse können aber auch auf durchschnittlich frischen oder gar trockenen Standorten auftreten, bei der an solchen Standorten meist ausreichenden Bodenwasserbewegung kommt es jedoch selten zu Sauerstoffversorgungsengpässen.

### Konkrete Werte

Die Bedeutung der Wechselfeuchtezeiger wird durch deren prozentmäßigen Anteil an der Gesamtartenzahl (gewichtet nach den Abundanz/Dominanzwerten oder ungewichtet) angegeben. In der Tabelle VII.2 (im Anhang) sind nur die ungewichteten Anteile angeführt.

Wie schon im Kapitel 2.4 erläutert, spielen die Wechselfeuchtezeiger auf Probeflächen im Überschwemmungsbereich der Gewässer keine besondere Rolle. Ihr Anteil ist auf Probeflächen mit grundwasser- und hangwasserbeeinflussten Böden von größerer Bedeutung (Tabelle VII.5).

*Tabelle VII.5: Statistische Kennwerte der Anteile an Wechselfeuchte- und Überschwemmungszeigern (WF, UE), sowie der mittleren ungewichteten Feuchtezahlen (Fu) in den Bodentypengruppen. n = Anzahl der Probeflächen,  $\bar{x}$ (WF) = mittlerer WF (in %),  $s_x$ (WF) = Standardabweichung des mittleren WF,  $\bar{x}$ (UE) = mittlerer UE,  $\bar{x}$ (Fu) = mittlere Fu-Zahl,  $s_x$ (Fu) = Standardabweichung der mittleren Fu; zur Definition der Bodentypengruppen vgl. ENGLISCH (1992)*

Bodentypengruppe	n	$\bar{x}$ (WF)	$s_x$ (WF)	$\bar{x}$ (UE)	$\bar{x}$ (Fu)	$s_x$ (Fu)
reiche Fels-BrE	62	7.1	5.8	1.1	5.4	0.4
arme Fels-BrE	96	9.0	8.7	0.3	5.3	0.5
Lockersediment-BrE	42	10.0	7.8	1.2	5.2	0.4
Semipodsole	77	9.9	8.0	0.1	5.3	0.4
Podsole	18	12.9	8.5	0.5	5.5	0.3
Pseudogleye + Gleye	57	12.2	9.4	1.6	5.6	0.4
Rendsina	90	8.9	5.7	0.4	5.1	0.4
Kalk-Braunlehm	54	8.2	5.6	0.4	5.2	0.4
Sonstige (bes. Auböden)	17	11.5	6.5	6.2	5.8	0.3

Aus der Tabelle VII.5 ist u.a. auch ersichtlich, daß die Anteile an Wechselfeuchtezeiger überraschenderweise innerhalb der Podsole mit durchschnittlich 12.9 % am höchsten ist, gefolgt von den Anteilen in der Gruppe Pseudogley+Gley mit 12.2 %. Dafür haben die reichen Braunerden offensichtlich das ausgeglichene Wasserhaushaltsregime bei einem Anteil von durchschnittlich nur 7.1 % Wechselfeuchtezeigern und einer Fu-Zahl von durchschnittlich 5.4 (betont frisch). Bei den Gruppen Rendsina+Mischboden und Kalk-Braunlehm gibt es einen vergleichsweise geringen Anteil von Wechselfeuchtezeigern ( $\bar{x}$ (WF)=8.9 bzw. 8.2), aufgrund der ausgesprochen geringen Standardabweichung ( $s_x$ (WF)=5.7 bzw. 5.6) scheint das aber ein konstantes Merkmal zu sein. Rendsinen trocknen relativ rasch aus - haben also immer lange Trockenphasen und damit einige Zeiger für „Wechseltrocknis“. Dafür können Kalk-Braunlehme aufgrund ihrer Korngrößenverteilung Feuchtigkeit länger speichern, aber mit der Gefahr, bei längeren Regenphasen gar Staunässe zu verursachen. Auf Kalk-Braunlehm sind Zeiger für zeitweise Staunässe im Boden dementsprechen häufiger.

## 2.8 Überschwemmungszeiger

### Bedeutung

Neben dem Einfluß von fluktuierenden Wassergehalten im Boden spielt bei der Beurteilung der Feuchtezahl auch die Überschwemmungsfrequenz und -dauer eine wichtige Rolle. Die Auswirkungen von Überschwemmungen sind neben dem kurzfristig übermäßigen Wasseranbot und der je nach Dauer und Intensität der Wasserbewegung verschiedenen lange Sauerstoffmangel (insbes. für die Wurzeln) vor allem die Sedimentverfrachtung (Erosion und Akkumulation), wobei es zur Auswaschung und Verankerungsproblemen einerseits und zu Überlagerungen der oberirdischen, grünen Pflanzenteile andererseits kommen kann. Diese Stressfaktoren begünstigen manche Pflanzenarten derart, daß sie auf überschwemmten Standorten einen deutlichen Konkurrenzvorteil haben und man sie als Überschwemmungszeiger bezeichnet.

### Konkrete Werte

Die Bedeutung der Überschwemmungszeiger wird so wie bei den Wechselfeuchtezeigern durch die relativen Anteile der betreffenden Arten an der Gesamtartenzahl der Probefläche ausgedrückt. In der Tabelle VII.2 (im Anhang) sind die ungewichteten Anteile der Überschwemmungszeiger angeführt.

Durch die gegenüber der Auswertung für Niederösterreich (ENGLISCH et al., 1991) wesentlich größere Probeflächenanzahl wurden im WBZI-Netz doch einige Standortstypen mehr mit bedeutenden Anteilen von Überschwemmungszeigern erfaßt. Die Häufigkeitsverteilung von Probeflächen mit Überschwemmungszeigern ist in Abbildung VII.28 dargestellt.

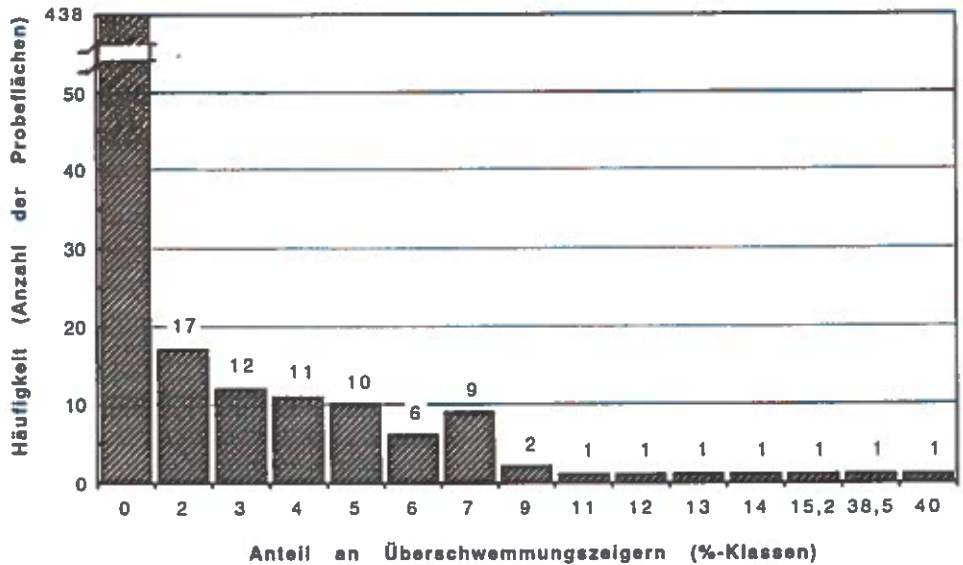


Abbildung VII.28: Häufigkeitsverteilung der Probeflächen bezüglich ihres Anteils an Überschwemmungszeigern. Einteilung der Probeflächen mit Anteilen bis 10 % in ganzzahlige Klassen. Der Anteil an Probeflächen ohne Überschwemmungszeiger ist gekappt.

Fast alle Probeflächen mit größeren Anteilen an Überschwemmungszeigern liegen im Überschwemmungsbereich der Gewässer, z.B. (angeordnet nach absteigenden Anteilen): 406/702 (UE=40 %), 401/703, 411/705, 503/702, 406/701, 701/701 (Bachlauf in der montanen Stufe), 301/706, 719/704, 304/703, 204/701, 204/702, etc.

Der Anteil an Überschwemmungszeigern ist nicht nur auf Probeflächen in den Auen der großen Tieflandsflüsse charakteristisch, auch im Bereich montaner Flüsse und Bäche mit steilerem Gefälle (z.B. 701/701: UE=11,5 %) und subalpinen Grünerlengebüsch (z.B. 503/702: UE=13,6 %, 204/702: UE=7,2 %) ist er von Bedeutung. Daher gibt es für den Gesamtdatensatz auch keine abgesicherte Beziehung zur Neigung auf den Probeflächen.

## 2.9 Schwermetallzeiger

Angeichts der Möglichkeit, den Bleigehalt der Böden als Indikator für Immissionsbelastung zu verwenden (vgl. MUTSCH, 1992b), wurde auch überprüft, ob die als  $\pm$  schwermetallresistent bzw. schwermetallanzeigend eingestuften Arten mit den entsprechenden Bodenkennwerten einen Zusammenhang aufweisen.

MUTSCH (1992b) konnte 16 Probeflächen mit unproportional erhöhten, nicht geogen bedingten Bleiwerten im Boden feststellen. Auf keiner einzigen dieser Verdachtsflächen tritt auch nur eine Art mit Schwermetallresistenz auf.



Es gibt unter den 802 Gefäßpflanzen in der Krautschicht überhaupt nur eine, die als mäßig schwermetallresistent eingestuft ist, nämlich *Agrostis tenuis* (Rotes Straußgras). Von dieser Art werden zahlreiche Unterarten und Varietäten unterschieden, wovon einige Sippen eine schwache Bindung an Schwermetallstandorte aufweisen. Auf den WBZI-Probeflächen konnten derartige Sippen nicht unterschieden werden. *Agrostis tenuis* kommt auf 35 Probeflächen vor, keine davon ist aber aufgrund chemischer Analysen schwermetallverdächtig.

Diffuse Schwermetalleinträge (aus Immissionen) können jedenfalls nicht über die Vegetation erfaßt oder gar nachgewiesen werden.

### 3 Bestandes- und Vegetationsmerkmale

Auf Zusammenhänge zwischen Bestandesmerkmalen (qualitative und quantitative Zusammensetzung der Baumschicht) und bestimmten Merkmalen der Strauch-, Kraut- und Mooschicht wurde vereinzelt bereits bei der punktuellen Interpretation der mittleren Zeigerwerte eingegangen. Über Verteilungsmuster der Vegetationstypen wird in Teil II (ENGLISCH, 1992) kurz eingegangen.

Als Fortführung dessen sind in der Karte VII.4 die Vegetationstypen (zusammengefaßt in 11 Vegetationstypengruppen und die Merkmale der Baumschicht (eigentlich Bestandestypengruppen, hier vereinfacht als „-Wald“ bezeichnet) gemeinsam dargestellt.

Die Vegetationstypengruppen („Vegetationstypen“) - vollständige Vegetationstypenliste in Teil II (ENGLISCH, 1992) und KILIAN & MAJER (1990) - wurden wie folgt gefaßt:

- Mäßig frischer Schattenkräutertyp: Schattenkräutertyp, Mäßig Frischer Kräutertyp
- Wärmeliebender Kräutertyp: Wärmeliebender Kräutertyp, Vegetationstypen auf (trockenen) Extremstandorten, Kalklichtkräutertyp
- Sauerklée: Sauerkleertyp
- AHD, THD: Astmoos-Heidelbeer-Drahtschmiele-Typ (mit den Subtypen Üppiger AHD, Niedriger AHD, Adlerfarn-Heidelbeertyp, Drahtschmiele-Typ, Torfmoos-Heidelbeer-Drahtschmiele-Typ)
- Heidelb(eere) Preiselb(eere) Calluna Verhagerung: Heidelbeer-Preiselbeer-Trockentyp, Calluna-Typ, Verhagerungstyp
- Vergrasungen: Vergrasung
- subalpine Zwergsträucher: Subalpine Zwergsträucher, Erika-Typ
- Naßgallen und Hochstauden: Naßgallen, Hochstauden
- Auwald: Auwaldtyp
- Weidertyp: Weidertyp
- nudum: Nudum

Die Bestandestypengruppen („Baumschicht“) wurden wie folgt definiert:

- Fichtenwald: 100 % Fichte im Hauptbestand
- Kiefernwald: 100 % Nadelholz, mindestens 90% Kiefer
- Lärchenwald: 100 % Nadelholz, mindestens 90% Lärche
- Nadelmischwald: 100 % Nadelholz, Fichte 90%, Kiefer 90%
- Fi-dom. Nadel-Laubmischwald: ≤40 % Laubholz, mit 60-90 % Fichte
- Nadel-Laubmischwald: >50 % Nadelholz, Fichte <60 %

- Nadel-Laubmischwald: >50 % Nadelholz, Fichte <60 %
- Laub-Nadelmischwald: >50 % Laubholz - gemischt
- Eichenwald: >50 % Eiche
- Buchenwald: >50 % Buche
- Laubmischwald: 100 % Laubholz, <50 % Eiche oder <50 % Buche

Bezüglich weiterführender Auswertungen dieser Merkmalsbereiche muß auf in Vorbereitung befindliche Publikationen verwiesen werden.

#### 4 Komplexe vegetationsökologische Auswertungen

Der gesamte Datensatz aller 513 Vegetationsaufnahmen der WBZI deckt vor allem die Waldgesellschaften der regionalen Klimaxkomplexe und deren Ersatzgesellschaften ab. Extra- und azonale Waldgesellschaften wurden zwar ebenfalls erfaßt, aber ihre Repräsentativität leider sehr unter der Zufälligkeit der Probestflächen. Herkömmliche pflanzensoziologische Auswertungen könnten für definierte Teildatensätze durchaus ergiebig sein, bleiben aber einer späteren Veröffentlichung vorbehalten.

Verlockend ist es allerdings, die floristischen Gesamtdaten oder auch Teildatensätze mit Hilfe der zahlreich angebotenen EDV-gestützten, multivariaten Auswertungsprogramme zu durchleuchten, floristisch definierte Ähnlichkeitsmodelle mit den ökologischen Zeigerwerten und/oder bodenkundlichen (v.a. bodenchemischen) Merkmalen zu hinterlegen und nach der Kausalität für Ähnlichkeitsbeziehungen mit Hilfe von indirekten, direkten und kombinierten Gradientenanalysen (WHITTAKER, 1973; JONGMAN et al., 1989) zu suchen. Besonders wichtig werden diese Methoden für die Interpretation der Veränderungen nach einer Zweiterhebung, wo sich die Primärdatenmenge praktisch verdoppelt und eine Verdichtung der Informationen absolut notwendig wird.

Mehrere solcher multivariaten Auswertungen sind im Laufen. Auch darüber ist in späteren Veröffentlichungen zu berichten.

*Karte VII.4: Forstliche Vegetationstypengruppen („Vegetationstypen“) und Bestandestypengruppen (bezogen auf die Zusammensetzung der „Baumschicht“)*

## 5 Literaturverzeichnis

- BÖCKER, R., KOWARIK, I. & BORNKAMM, R., 1983: Untersuchungen zur Anwendung der Zeigerwerte nach Ellenberg. Verh. Ges. Ökologie (Festschrift Ellenberg), 11: 35-55.
- BUTZKE, H., 1988: Zur zeitlichen und kleinräumigen Variabilität des pH-Wertes in Waldböden Nordrhein-Westfalens. Forst und Holz, 43: 81-85.
- DURWEN, K.-J., 1982: Zur Nutzung von Zeigerwerten und artspezifischen Merkmalen der Gefäßpflanzen Mitteleuropas für Zwecke der Landschaftökologie und -planung mit Hilfe der EDV - Voraussetzungen, Instrumentarien, Methoden und Möglichkeiten. Arbeitsber. Lehrstuhl Landschaftsökol. Münster, 5: 1-138.
- DURWEN, K.-J., 1983: Bioindikation im Dienste des Umweltschutzes. Beitr. Landespflege Rheinland-Pfalz, 9: 133-160.
- ELLENBERG, H., 1950: Unkrautgemeinschaften als Zeiger für Klima und Boden (Landwirtschaftliche Pflanzensoziologie Band I). Ulmer, Stuttgart, 141 pp.
- ELLENBERG, H., 1952: Wiesen und Weiden und ihre standörtliche Bewertung (Landwirtschaftliche Pflanzensoziologie Band II). Ulmer, Stuttgart, 143 pp.
- ELLENBERG, H., 1953: Physiologisches und ökologisches Verhalten derselben Pflanzenarten. Ber. Deutsch. Bot. Ges., 65: 241-246.
- ELLENBERG, H., 1979: Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas (2. Auflage). Scripta Geobot., 9: 1-122.
- ELLENBERG, H., 1986: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen aus ökologischer Sicht. Ulmer, Stuttgart, 981 pp.
- ELLENBERG, H., WEBER, H. E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. & PAULISSEN, D., 1991: Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta Geobot., 17: 1-122.
- ENGLISCH, M., KARRER, G. & WAGNER, H., 1991: Bericht über den Zustand des Waldbodens in Niederösterreich. Forstl. Bundesversuchsanst. Wien und Amt d. Niederöstrerr. Landesregierung, Wien, 110 pp.
- ENGLISCH, M., KARRER, G. & MUTSCH, F., 1992: Österreichische Waldboden-Zustandsinventur. Teil I: Methodische Grundlagen. Mitt. Forstl. Bundesversuchsanst. Wien, 168: 5-22.
- ENGLISCH, M., 1992: Österreichische Waldboden-Zustandsinventur. Teil II: Atmosphärische Hauptnährstoffe. Mitt. Forstl. Bundesversuchsanst. Wien, 168: 23-44.
- GAMS, H., 1931: Das ozeanische Element in der Flora der Alpen. Jahrb. Ver. Schutze Alpenpfl. u. -tiere, 3: 7-23.
- GÖNNERT, T., 1989: Ökologische Bedingungen verschiedener Laubwaldgesellschaften des Nordwestdeutschen Tieflandes. Diss. Bot., 136: 1-200.
- HERZBERGER, E. & KARRER, G., 1992: Test der internen Konsistenz und Verbesserungsmöglichkeiten ökologischer Zeigerwerte mit Hilfe der Daten der Österreichischen Waldboden-Zustandsinventur. FBVA-Berichte 71: 93-102.
- JONGMAN, R. G. J., ter BRAAK, C. J. F. & van TONGEREN, O. F. R., 1987: Data analysis in community and landscape ecology. Pudoc, Wageningen, 299 pp.

- JÄGER, E., 1968: Die pflanzengeographische Ozeanitätsgliederung der Holarktis und die Ozeanitätsbindung der Pflanzenareale. Feddes Rep., 79: 157-335.
- KARRER, G., 1991a: Über die Ermittlung ökologischer Zeigerwerte für die österreichischen Gefäßpflanzen. In: HAFELLNER, J., (Hrg.), 6.Österr. Botanikertreffen, Graz, Kurzf. Beitr.: 25.
- KARRER, G., 1991b: Waldzustandsinventur: Die Vegetationsaufnahmen und Möglichkeiten ihrer forstökologischen Auswertung. FBVA-Berichte, 49: 49-61.
- KARRER, G. & KILIAN, W., 1990: Standorte und Waldgesellschaften im Leithagebirge Revier Sommerein. Mitt. Forstl. Bundesversuchsanst. Wien, 165: 1-244.
- KILIAN, W. & MAJER, C., 1990: Österreichische Waldboden-Zustandsinventur. Anleitung zur Feldarbeit und Probenahme. FBVA-Berichte, Sonderheft 1990: 1-58.
- KILIAN, W., 1992: Österreichische Waldboden-Zustandsinventur. Teil V: Säurehaushalt - Austauschbare Kationen. Mitt. Forstl. Bundesversuchsanst. Wien, 168: 89-144
- KOWARIK, I. & SEIDLING, W., 1989: Zeigerwertberechnungen nach ELLENBERG - Zu Problemen und Einschränkungen einer sinnvollen Methode. Landschaft und Stadt, 21: 132-143.
- KUHN, N., 1990: Veränderungen von Waldstandorten. Berichte Eidgen. Anst. forstl. Versuchswesen, 319: 1-47.
- KUHN, N., AMIET, R. & HUFSCHEID, N., 1987: Veränderungen der Waldvegetation der Schweiz infolge Nährstoffanreicherungen aus der Atmosphäre. Allg. Forst- u. Jagdztg., 158: 77-84.
- MAJER, C., 1988: Untersuchungen zur kleinräumigen Variabilität von Bodenparametern in Waldböden. Mitt. Österr. Bodenkundl. Ges., 36: 67-94.
- MUTSCH, F., 1992a: Österreichische Waldboden-Zustandsinventur. Teil IV: Lithogene Hauptnährstoffe. Mitt. Forstl. Bundesversuchsanst. Wien, 168: 45-88.
- MUTSCH, F., 1992b: Österreichische Waldboden-Zustandsinventur. Teil VI: Schwermetalle Mitt. Forstl. Bundesversuchsanst. Wien, 168: 145-192.
- NYLANDER, W., 1866: Les lichens du Jardin de Luxembourg. Bull. Soc. Bot. France, 13: 364-371.
- NYKVIST, N. & SKYLLBERG, U., 1989: The spatial variation of pH in the Mor layer of some coniferous forest stands in Northern Sweden. Scand. J. Forest Res., 4: 3-11.
- PICHLER, F. & KARRER, G., 1991: Comparison of different ecological indicator value systems. In: HORVATH, I., (Hrg), Abstracts of the Lectures & Posters, 34<sup>th</sup> Symposium of the IAVS, August 1991, Eger, Hungary: 102-104.
- RAMENSKIJ, L.G., 1930: Zur Methodik der vergleichenden Bearbeitung und Ordnung von Pflanzenlisten und anderen Objekten, die durch mehrere verschiedenartig wirkende Faktoren bestimmt werden. Beitr. Biol. Pflanzen, 18: 269-304.
- ROLOFF, A., 1989: Pflanzen als Bioindikatoren für Umweltbelastungen. 1. Prinzipien der Bioindikation und Beispiel Waldbodenvegetation. Forstarchiv, 60: 184-188.
- ROST-SIEBERT, K. & JAHN, G., 1988: Veränderungen der Waldbodenvegetation während der letzten Jahrzehnte - Eignung zur Bioindikation von Immissionswirkungen? Forst und Holz, 43: 75-81.

- SKYLLBERG, U., 1990: Correlation between pH and depth in the Mor layer of a *Picea abies* (L.)Karst stand on Till soils in Northern Sweden. *Scand. J. Forest Res.*, 5: 143-153.
- ULRICH, B., 1983: Stabilität von Waldökosystemen unter dem Einfluß des „sauren Regens“. *Allg. Forstzeitschr.*, 26/27: 670-677.
- VOLLRATH, H. & SOLOMATIN, A., 1976: Die ökologische Auswertung von Vegetationsaufnahmen. Lehrstuhl f. Grünlandlehre Techn. Univ. München, 101 pp.
- WHITTAKER, R. H.(Ed.) 1973: Ordination and Classification of Communities. *Handbook of Vegetation Science*, 5, The Hague, 737pp.
- ZUKRIGL, K., 1981: Möglichkeiten einer quantitativen Ansprache von Standortsfaktoren aufgrund der Vegetation. *Mitt. Forstl. Bundesversuchsanst. Wien*, 140: 149-157.

## Anhang

Tabelle VII. 1: Ökologische Zeigerwerte von Pflanzenarten, die gegenüber ELLENBERG (1979) abweichend oder neu bewertet und noch nicht in KARRER & KILIAN (1990) oder ENGLISCH et al. (1991) veröffentlicht wurden. L=Lichtzahl, T=Temperaturzahl, K=Kontinentalitätszahl, F=Feuchtezahl, R=Reaktionszahl, N=Stickstoffzahl, S=ergänzende Angaben zur Feuchtezahl, Leb.=Lebensform, B.=Blattausdauer, Anat.=Blattanatomie, Soz.=soziologisches Verhalten

Pflanzenname	L	T	K	F	R	N	S	Leb.	B.	Anat.	Soz.
Agrostis schraderana	8	2	6	05	4	4		H	S	M	?
Alchemilla pallens	7	3	3	05	8	4		H	S	M	?
Allium victorialis	7	3	5	05	7	4	/	G	S	HD	4712
Androsace chamaejasme	9	2	6	05	8	2		H	S	M	4711
Anemone trifolia	3	5	4	05	6	5		G	S	M	8
Anthoxanthum alpinum	8	3	3	X	4	2		H	S	M	511
Aremonia agrimonoides	4	7	4	05	8	5		H	W	M	843
Asarum ibericum	3	6	6	05	7	6		H,G	S	M	8434
Asplenium trich.ssp.pachyrachis	5	5	4	04	9	3		H	I	M	421
Asplenium trich.ssp.inexpectans	5	5	4	04	9	3		H	I	M	421
Asplenium trich.ssp.trichomanes	5	X	3	05	2	3		H	I	M	422
Avenochloa adsurgens	7	6	7	03	3	2	/	H,G	W	SK	?
Betonica alopecuroides	7	3	4	05	8	3		H	S	M	471
Brachypodium rupestre	6	5	4	03	7	3	/	H	S	M	7111
Bryonia alba	8	7	5	04	8	7		G,H,L	S	M	352
Carduus nutans agg.	8	6	6	03	7	6		H	W	SK	3541
Carex brachystachys	5	3	2	07	8	2	/	H	W	SK	4212
Centaurea jacea ssp.angustifolia	8	7	6	04	X	3	/	H	S	M,SK	53
Chaerophyllum villarsii	6	3	4	06	X	6		H	S	M	6311
Chamaecytisus hirsutus	6	6	7	03	X	2		C	S	M	8
Cirsium pannonicum	7	5	6	04	7	3	/	H	S	M	5312
Cirsium waldsteinii	6	4	3	07	5	5		H,G	S	M,HG	8433
Cortusa matthioli	5	3	5	06	7	6	/	H	S	M	6311
Cystopteris montana	4	3	4	06	8	4	/	H,G	S	M	244
Cytisus scoparius	7	5	2	04	3	3		N,C	S	M	8411
Dactylorhiza maculata agg.	6	X	3	X	X	2	/	G	S	M	X
Delphinium elatum	5	3	3	06	7	7		H	S	M	63
Dianthus sylvestris	8	5	4	02	5	2	/	H,C	W	M,SK	53
Dryopteris assimilis	5	3	4	06	5	4		H	S	HG	7312
Dryopteris pseudomas	3	X	3	06	5	6		H	W	M	843
Dryopteris tavelii	3	X	3	06	5	6		H	W	M	843
Dryopteris x deweveri (cart. x dil)	4	5	3	06	X	6		H	W	M	X
Euphorbia austriaca	7	3	2	06	8	5		H	S	M	63
Euphorbia dulcis	4	5	2	05	7	5		G	S	M	843
Euphorbia dulcis ssp.incompta	4	5	2	05	7	5		G	S	M	843
Euphorbia dulcis ssp. dulcis	4	5	3	05	7	5		G	S	M	843
Festuca diffusa	7	4	4	X	4	3		H	W	M	63

Pflanzenname	L	T	K	F	R	N	S	Leb.	B.	Anat.	Soz.
<i>Festuca drymeia</i>	3	5	5	05	5	5		H	W	M	843
<i>Filipendula ulmaria</i> ssp.denudata	7	X	X	08	X	4		H,G	S	M	5412
<i>Filipendula ulmaria</i> ssp.picbaueri	7	7	7	08	X	4	/	H,G	S	M	5413
<i>Fragaria moschata</i>	6	5	4	05	8	6		H	S	M	611
<i>Gagea bohemica</i>	9	7	6	02	2	2	/	G	V	HG,SU	5211
<i>Gagea fistulosa</i>	8	3	3	06	6	7		G	V	HG	5424
<i>Gagea pusilla</i>	8	7	7	02	5	3		G	V	HG	5311
<i>Galeopsis tetrahit</i> agg.	7	X	3	05	X	7		T	S	M	3
<i>Galium album</i>	7	X	5	X	7	6		H	S	M	5421
<i>Galium anisophyllum</i>	7	2	4	04	X	3		H	W	M	471
<i>Galium austriacum</i>	5	5	5	03	8	2		H	S	M	7111
<i>Geranium phaeum</i>	6	5	4	06	6	6		H	S	M	6111
<i>Hacquetia epipactis</i>	4	6	4	04	8	3		H	W	M	843
<i>Heracleum austriacum</i>	8	3	3	05	8	4		H	S	M	471
<i>Hieracium brachiatum</i>	8	X	X	04	X	2		H	W	M	?
<i>Hieracium glaucum</i>	8	3	4	02	9	2		H	W	M	44
<i>Hieracium latifolium</i>	5	6	4	04	4	3	/	H	S	M	8
<i>Hieracium laurinum</i> (H. sab - umb')	6	5	3	04	5	4	/	H	S	M	8
<i>Hieracium pallidum</i>	8	6	4	02	3	1		H	W	M	422
<i>Hieracium praecurrens</i>	3	5	3	05	4	4		H	W	M	843
<i>Hieracium racemosum</i>	5	6	4	04	3	3		H	S	M	8
<i>Hieracium transsylvanicum</i>	2	6	2	06	5	5		H	W	M	843
<i>Homogyne sylvestris</i>	4	5	3	05	9	3		H	W	M	843
<i>Juglans regia</i>	5	7	4	06	7	7	=	P	S	M	8433
<i>Juncus monanthos</i>	9	2	4	03	8	2		H	W	SK	4711
<i>Juniperus communis</i>	9	X	X	04	X	2		P,N	I	SK	X
<i>Juniperus communis</i> ssp.alpina	9	2	7	04	7	2		N	I	SK	731
<i>Knautia drymeia</i>	5	5	4	05	6	6		H	W	M	843
<i>Knautia drymeia</i> ssp.intermedia	6	4	4	05	6	6		H	W	M	843
<i>Lamiastrum flavidum</i>	3	4	5	06	5	6		C	W	M	843
<i>Lamium orvala</i>	3	7	3	07	6	7		H	S	M	8434
<i>Leucanthemum vulgare</i> agg.	7	X	3	04	X	3		H	W	M	X
<i>Linum alpinum</i>	9	2	3	04	9	2		H	S	M	4711
<i>Lunaria annua</i>	5	7	4	05	7	7		T	S	M	?
<i>Luzula alpina</i>	8	3	4	X	2	1		H	S	M	511
<i>Luzula divulgata</i>	5	7	6	04	3	3	/	H	S	M	83
<i>Luzula glabrata</i>	7	2	4	06	8	4		H	S	M	4712
<i>Luzula multiflora</i>	7	X	4	X	4	2		H	S	M	X
<i>Luzula sylvatica</i>	3	3	2	06	2	4		H	W	M,HG	X
<i>Malaxis monophyllos</i>	4	4	4	07	6	6		G	S	M	84
<i>Malus sylvestris</i>	5	6	3	05	7	5	/	P	S	M	84
<i>Malus sylvestris</i> agg.	8	6	3	05	7	5	/	P	S	M	84
<i>Mentha arvensis</i>	6	X	X	08	X	7	/	G,H	S	HE,M	X
<i>Mentha longifolia</i>	7	5	4	08	8	8	/	G,H	S	HE,M	3721
<i>Mercurialis perennis</i> agg.	X	X	3	X	7	X		G	S	M	X
<i>Moehringia diversifolia</i>	7	4	5	03	3	2		H,T	S	HG	42

Pflanzenname	L	T	K	F	R	N	S	Leb.	B.	Anat.	Soz.
<i>Molinia caerulea</i> agg.	7	X	3	08	X	2		H	S	HD	X
<i>Myosotis nemorosa</i>	6	X	4	08	X	5	/	H	W	HE,HG	5415
<i>Myosotis sylvatica</i> agg.	4	X	3	06	X	7		H	W	M	X
<i>Ornithogalum umbellatum</i>	5	6	4	05	7	6	/	G	V	HG,M	8433
<i>Pedicularis recutita</i>	7	3	4	06	6	6		H,HP	S	M	4711
<i>Pedicularis rosea</i>	9	2	5	03	8	2		H, HP	S	M	471
<i>Peltaria alliacea</i>	6	5	5	04	8	4		H	S	M	843
<i>Peucedanum austriacum</i>	5	5	5	04	8	4		H	S	M	61
<i>Physalis alkekengi</i>	5	7	5	06	7	7	/	G	S	M,HD	8433
<i>Phyteuma nanum</i>	8	2	5	05	4	2		H	W	M	275
<i>Phyteuma zahlbruckneri</i>	8	3	4	05	2	1		H	S	M	5111
<i>Plantago atrata</i>	8	3	4	06	8	5		H	S	M	4521
<i>Poa chaixii</i>	6	X	4	06	3	4		H	W	M	X
<i>Poa stiriaca</i>	5	5	5	04	7	5		H	W	SK	8431
<i>Poa supina</i>	8	3	5	06	X	8	/	H,T	S	HG,M	3711
<i>Populus alba</i>	8	7	7	06	7	6	/	P	S	M,SK	8433
<i>Primula clusiana</i>	8	3	4	06	9	2		H	S	M	4211
<i>Pseudorchis albida</i>	7	3	3	05	X	2		G	S	HD	5111
<i>Pulmonaria stiriaca</i>	5	4	5	05	6	5		H	S	M	843
<i>Pyrola rotundifolia</i> ssp.rotundif.	4	X	5	06	5	3	/	H	W	M,SK	731
<i>Ranunculus ficaria</i>	4	5	3	06	7	7		G	V	HG	84
<i>Ranunculus hybridus</i>	8	2	4	05	9	3		H	S	M	441
<i>Rhododendron hirsutum</i>	7	X	4	04	7	3		N	I	SK	7111
<i>Ribes petraeum</i>	5	4	4	05	6	6		N	S	M	63
<i>Rosa subcollina</i>	8	6	3	04	7	5	/	N	S	M	5412
<i>Rosa vosagiaca</i>	8	4	3	03	8	4		N	S	M	8412
<i>Salix glabra</i>	7	3	4	06	8	4		N	S	M	6313
<i>Sanguisorba minor</i> ssp.minor	7	6	5	03	8	3		H	S	M	53
<i>Sanguisorba minor</i> ssp.polygama	8	8	4	02	8	2		H	S	M	52
<i>Saponaria pumila</i>	9	2	5	04	3	1		H,C	W	M	461
<i>Saxifraga stellaris</i> ssp.alpigena	8	2	2	09	5	4		H,C	W	HE	161
<i>Saxifraga stellaris</i> ssp.prolifer	7	3	3	09	5	4		H,C	W	HE	161
<i>Saxifraga stellaris</i>	8	2	2	09	5	4		H,C	W	HE	161
<i>Sempervivum montanum</i> ssp.stiria.	8	2	4	03	3	1		C	W	SU	521
<i>Sempervivum montanum</i> ssp.mont.	8	2	2	03	2	1		C	W	SU	521
<i>Senecio cacaliaster</i>	7	3	4	06	6	8		H	S	M	631
<i>Senecio erraticus</i>	7	7	4	07	X	5	/	H	W	M	62
<i>Senecio nemor.</i> ssp.nemorensis	7	3	4	06	6	8		H	S	M	631
<i>Senecio nemorensis</i>	7	X	5	05	6	8		H	S	M	6
<i>Senecio rivularis</i>	6	4	4	08	6	7		H	W	M,HD	5415
<i>Senecio subalpinus</i>	7	3	4	06	7	8		H	S	M,HG	3512
<i>Silene pusilla</i> s.str.	7	3	4	07	8	2	/	H	S	HD	471
<i>Soldanella hungarica</i> ssp.major	4	3	4	06	2	3		H	W	M	7312
<i>Solidago virgaurea</i>	5	X	X	05	X	4		H	W	M	X
<i>Stachys alpina</i>	7	4	2	05	8	8		H	S	M	6212
<i>Stellaria nem.</i> ssp. glochidisperma	4	5	4	07	6	7		H	W	HG	843



Pflanzenname	L	T	K	F	R	N	S	Leb.	B.	Anat.	Soz.
<i>Stellaria nem.ssp. nemorum</i>	4	4	4	07	5	7		H	W	HG,HE	843
<i>Symphoricarpos rivularis</i>	7	5	5	06	6	7		N	S	M	?
<i>Trifolium pratense ssp. pratense</i>	7	X	3	05	X	X		H	W	M	54
<i>Valeriana celtica</i>	9	2	5	04	X	1		H	S	M	4612
<i>Valeriana celtica ssp.norica</i>	9	2	5	04	X	1		H	S	M	4612
<i>Veratrum album</i>	7	X	5	06	X	6		H,G	S	M	X
<i>Veratrum album ssp.album</i>	7	X	4	06	X	6		H,G	S	M	X
<i>Veratrum album ssp.lobelianum</i>	7	3	5	06	X	6		H,G	S	M	X
<i>Verbascum alpinum</i>	7	4	3	05	5	5		H	S	M	621
<i>Verbascum nigrum</i>	7	5	4	05	7	6		H	S	M	6211
<i>Veronica cham. ssp.chamaedrys</i>	6	5	3	05	7	6		C,H	W	M	611
<i>Veronica cham. ssp. micans</i>	7	3	3	06	7	6		C,H	W	M	6
<i>Veronica hederifolia</i>	7	X	3	05	7	7		T	V	HG	3
<i>Veronica hederifolia agg.</i>	6	X	3	05	7	7		T	V	HG	3
<i>Veronica triloba</i>	7	7	6	04	7	8		T	V	HG	3
<i>Veronica vindobonensis</i>	7	6	5	04	7	4		C,H	W	M,SK	611
<i>Viola alba ssp. alba</i>	5	8	4	05	6	5		H	W	M	8432
<i>Viola alba ssp. scotophylla</i>	5	8	3	05	7	6		H	W	M	843
<i>Viola canina ssp.canina</i>	7	X	3	05	2	2	/	H	S	M	5111
<i>Viola canina ssp.montana</i>	7	X	3	06	3	3	/	H	S	M	X
<i>Viola suavis</i>	4	8	6	04	7	7		H	S	M	X
<i>Viola x dubia (reich x riv)</i>	4	X	X	05	7	X		H	W	M	843

*Tabelle VII.2: Mittlere ökologische Zeigerwerte sowie Anteile von Wechselfeuchtezeigern und Überschwemmungszeigern auf den Probestflächen der Österreichischen Waldboden-Zustandsinventur;*

- Lg = mittlere gewichtete Lichtzahl  
 Tg = mittlere gewichtete Temperaturzahl  
 Kg = mittlere gewichtete Kontinentalitätszahl  
 Fg = mittlere gewichtete Feuchtezahl  
 Rg = mittlere gewichtete Reaktionszahl  
 Ng = mittlere gewichtete Stickstoffzahl  
 Lu = mittlere ungewichtete Lichtzahl  
 Tu = mittlere ungewichtete Temperaturzahl  
 Ku = mittlere ungewichtete Kontinentalitätszahl  
 Fu = mittlere ungewichtete Feuchtezahl  
 Ru = mittlere ungewichtete Reaktionszahl  
 Nu = mittlere ungewichtete Stickstoffzahl  
 WF = Anteil an Wechselfeuchtezeigern (ungewichtet, in Prozent)  
 UE = Anteil an Überschwemmungszeigern (ungewichtet, in Prozent)

WBS-Probe- fläche	Lg	Tg	Kg	Fg	Rg	Ng	Lu	Tu	Ku	Fu	Ru	Nu	WF	UE
<b>Burgenland</b>														
101/701	4.5	5.2	3.7	4.9	5.5	4.9	4.7	5.2	3.7	4.9	6.0	5.2	3.0	1.5
101/702	4.6	5.6	3.7	4.9	7.1	5.7	4.8	5.6	3.6	4.8	7.2	5.6	4.0	0
101/703	5.1	5.2	3.7	5.0	3.9	5.6	5.2	5.2	3.8	4.9	4.6	5.4	3.4	0
101/704	5.4	5.2	3.6	4.5	5.1	5.0	5.5	5.3	3.7	4.5	5.1	5.0	4.2	0
101/705	-	-	3.3	5.8	6.0	5.3	-	-	3.3	5.8	6.0	5.3	50.0	0
101/706	6.1	5.3	3.8	4.6	5.0	4.5	6.0	5.2	3.9	4.6	5.4	4.5	10.0	0
101/707	4.6	5.6	3.8	4.8	7.0	5.4	4.7	5.6	3.8	4.8	7.1	5.5	4.8	0
101/708	4.8	5.3	3.3	4.8	5.1	4.9	4.8	5.3	3.3	4.8	5.1	4.9	0	0
102/701	5.5	5.4	3.5	4.4	4.1	3.4	5.2	5.2	4.0	4.7	4.5	3.7	16.7	0
102/702	6.7	5.0	5.8	4.8	-	5.4	6.3	5.0	4.4	4.8	-	4.8	22.2	0
102/703	4.0	4.7	3.5	5.4	3.5	4.3	4.0	4.7	3.5	5.4	3.5	4.3	5.9	0
102/704	5.5	5.2	3.4	5.5	6.0	5.2	5.2	5.3	3.6	5.5	6.5	5.4	11.1	5.6
102/705	5.2	5.8	3.4	4.8	6.9	5.8	5.4	5.8	3.2	4.7	6.2	5.5	0	0
102/706	4.1	5.5	3.5	4.9	6.8	5.9	4.2	5.5	3.6	5.0	6.5	5.6	0	0
102/707	6.2	5.2	4.1	4.5	5.1	4.0	5.9	5.3	4.0	4.5	5.8	4.3	6.1	0
102/708	6.4	5.4	4.6	4.9	6.5	6.3	6.4	5.5	4.1	4.5	6.6	5.6	5.6	5.6
<b>Kärnten</b>														
201/701	5.8	-	4.8	-	2.5	4.0	5.8	-	4.3	-	2.7	3.8	25.0	0
201/702	5.2	4.0	3.8	4.6	3.7	3.7	5.4	3.8	3.9	4.6	3.9	3.6	7.1	0
201/703	4.1	4.0	4.0	5.5	3.1	4.6	3.8	4.0	3.8	5.6	3.7	5.4	0	0
201/704	4.2	3.3	3.2	5.5	2.6	3.7	4.3	3.8	3.6	5.4	3.1	4.0	11.1	0
201/705	4.6	4.0	3.4	5.2	3.2	3.5	4.8	4.0	3.7	5.3	3.1	3.8	10.0	0
201/706	6.0	3.2	3.5	5.0	3.2	3.2	6.3	3.5	3.5	5.2	3.7	3.2	17.9	0
202/701	4.8	5.1	4.1	5.5	6.8	5.8	4.8	5.1	4.0	5.5	6.7	5.6	6.7	6.7

Österreichische Waldboden-Zustandsinventur: Vegetationsökologische Analysen

WBS-Probe- fläche	L <sub>R</sub>	T <sub>R</sub>	K <sub>R</sub>	F <sub>R</sub>	R <sub>R</sub>	N <sub>R</sub>	L <sub>u</sub>	T <sub>u</sub>	K <sub>u</sub>	F <sub>u</sub>	R <sub>u</sub>	N <sub>u</sub>	WF	UE
202/702	5.5	5.2	3.6	5.4	3.4	4.1	5.5	4.9	3.7	5.5	3.9	4.3	18.8	0
202/703	4.8	-	3.7	-	2.8	3.4	4.3	-	3.8	-	3.4	3.6	0	0
202/704	5.0	-	4.6	-	2.2	3.0	5.0	-	4.4	-	2.3	3.0	20.0	0
202/705	4.9	3.3	3.7	6.3	4.1	4.8	5.0	3.4	3.6	6.1	4.3	5.0	10.0	6.7
202/706	5.3	4.4	3.4	5.3	3.2	3.6	5.1	4.5	3.3	5.3	3.9	4.2	11.1	0
202/707	4.4	-	3.9	-	2.6	3.9	3.8	-	3.9	-	3.3	4.9	0	0
202/708	6.1	-	3.5	5.8	3.1	3.8	6.2	-	3.6	5.5	2.8	4.7	33.3	0
202/709	4.5	-	4.1	-	2.5	3.2	4.0	-	4.0	-	3.0	3.4	0	0
202/710	4.4	-	4.2	6.0	2.6	3.5	4.5	-	4.1	5.7	2.8	3.4	22.2	0
202/711	5.9	3.0	3.5	5.6	3.2	3.1	5.9	3.1	3.6	5.3	3.4	3.3	9.5	0
203/701	4.9	4.5	4.4	4.7	2.8	3.0	4.9	4.3	4.1	4.5	3.6	3.0	42.9	0
203/702	4.5	4.1	4.0	5.8	6.1	5.6	4.7	4.0	4.1	5.6	6.2	5.6	7.7	0
203/703	5.1	4.0	4.1	5.2	6.4	4.5	5.1	4.2	4.1	5.2	6.2	4.8	6.7	0
203/704	3.9	5.0	4.1	5.1	5.9	5.0	4.1	4.9	3.9	5.3	6.1	5.3	7.3	0
203/705	5.9	3.7	3.7	5.1	3.1	2.8	5.9	3.6	3.5	5.2	3.4	3.0	6.3	0
203/706	6.7	3.4	3.8	4.1	7.3	2.7	6.7	3.3	4.1	4.4	7.2	2.9	5.4	0
203/707	3.9	4.3	3.9	5.1	5.8	4.7	4.0	4.2	3.9	5.1	5.9	4.7	8.6	0
204/701	5.5	4.9	3.1	6.5	6.1	5.2	5.7	5.0	3.3	6.4	5.9	5.0	18.5	7.4
204/702	4.8	5.2	3.8	6.0	6.9	6.3	5.1	5.1	3.7	5.9	6.8	6.1	14.6	7.3
204/703	3.8	5.1	3.5	5.6	4.3	5.2	4.2	4.7	3.7	5.7	4.6	5.0	4.8	0
204/704	4.7	4.1	4.0	5.1	3.7	3.5	4.8	4.3	3.7	4.8	4.5	3.6	22.2	0
204/706	5.5	4.7	3.6	4.9	7.0	4.3	5.5	4.8	3.6	4.9	7.1	4.2	18.9	0
205/701	4.1	4.3	3.9	5.2	4.5	5.1	4.9	4.7	3.8	5.0	5.1	5.2	2.7	0
205/702	5.8	4.4	3.4	5.2	3.7	5.1	5.8	4.3	3.6	5.1	4.3	5.3	3.7	0
205/703	5.6	4.1	3.7	5.1	4.0	5.3	5.9	4.1	3.8	5.1	4.3	5.3	4.5	0
205/704	4.4	3.9	3.9	5.7	3.4	3.8	4.4	3.8	3.6	5.6	3.8	4.3	20.0	0
205/705	4.4	3.7	4.0	5.1	3.2	3.9	4.4	4.0	3.9	5.0	3.4	4.3	0	0
206/701	5.4	3.2	3.8	4.9	2.3	2.8	5.4	3.3	3.8	4.8	2.6	2.8	10.0	0
206/702	4.8	5.2	3.5	5.5	5.9	6.8	4.5	5.3	3.8	5.6	5.9	6.5	0	0
206/703	5.3	4.0	3.9	4.6	3.3	3.8	5.6	4.1	3.8	4.6	3.2	3.7	9.1	0
206/704	4.1	3.8	4.0	5.8	4.4	4.9	4.4	3.8	4.1	5.8	4.5	4.7	13.6	4.5
206/705	5.6	4.0	3.8	4.9	2.3	3.1	5.9	4.0	3.5	4.9	2.8	3.5	12.5	0
206/706	4.7	3.8	3.8	5.5	2.6	3.2	4.5	4.0	3.8	5.4	2.9	3.1	10.0	0
206/707	3.2	4.0	3.6	5.7	5.0	6.0	4.1	3.9	3.8	5.7	5.5	5.7	8.3	0
206/708	5.3	3.9	4.0	4.7	3.9	3.6	5.9	3.8	4.2	4.7	3.8	3.4	5.9	0
206/709	5.0	3.6	3.6	5.4	3.7	4.2	5.3	3.4	3.8	5.3	3.8	3.9	10.7	0
206/712	3.8	3.6	4.0	5.9	3.3	3.9	4.0	3.5	3.9	5.9	3.4	4.0	6.7	0
206/713	4.0	4.0	4.0	5.7	4.9	5.7	4.4	4.3	4.0	5.4	5.3	5.5	0	0
206/714	4.6	3.7	4.0	5.7	5.0	5.5	4.6	3.6	3.9	5.8	5.3	5.4	4.5	0
206/715	5.8	3.4	3.7	5.1	2.6	2.7	6.1	3.0	3.9	5.0	2.8	2.5	14.3	0
206/716	5.6	5.0	3.8	4.3	6.6	3.8	5.6	5.0	3.9	4.4	6.7	3.9	14.3	0
206/717	4.5	4.8	4.3	5.5	3.4	4.1	4.4	4.8	4.2	5.5	3.6	4.3	20.0	0
207/701	5.1	4.2	4.1	4.6	3.6	3.1	5.4	4.4	3.8	4.7	4.2	3.1	19.2	0
207/702	5.1	5.1	3.9	4.9	6.3	4.1	5.3	5.1	3.8	4.8	6.4	4.1	10.3	1.7
207/703	3.7	5.0	3.5	5.4	4.4	5.4	4.1	4.6	3.6	5.4	4.9	5.3	11.1	0
207/704	4.7	4.6	4.0	5.0	6.1	4.3	4.8	4.6	3.9	5.1	5.8	4.6	17.9	2.6
207/705	5.1	3.8	3.7	5.2	6.1	4.6	4.9	3.9	3.7	5.2	5.9	4.7	2.7	0
207/707	5.2	4.7	4.1	-	3.0	2.9	5.4	4.8	4.0	-	3.6	2.7	27.3	0
207/708	4.0	4.4	4.2	5.5	3.3	3.8	4.3	4.5	3.7	5.4	3.6	4.3	11.8	0
207/709	5.3	4.3	4.2	4.9	2.4	2.7	5.2	4.3	4.3	4.7	3.2	3.0	21.4	0
207/710	4.0	4.1	4.0	5.6	5.4	5.2	4.4	4.3	4.0	5.5	5.8	5.2	7.9	0
208/701	6.8	5.6	3.5	3.4	7.1	2.6	6.7	5.6	4.0	3.6	6.9	3.1	3.7	0
208/702	4.3	4.9	3.5	5.9	6.1	5.9	4.5	5.2	3.4	5.8	6.4	6.0	2.6	0
208/703	4.9	5.2	3.7	4.9	6.3	5.6	5.1	5.3	3.6	5.0	6.1	5.7	2.0	0
208/704	6.3	5.1	4.0	4.4	4.2	3.2	6.3	4.9	3.8	4.5	4.1	3.2	13.2	0
208/705	4.5	4.9	4.0	4.8	6.9	4.5	4.8	4.9	3.7	4.8	6.8	4.6	15.2	0
208/706	4.9	4.4	3.8	5.1	6.6	4.6	4.7	4.8	3.7	5.2	6.4	4.9	12.5	0
208/707	5.7	4.7	3.6	4.9	6.9	4.6	5.6	4.6	3.7	4.9	6.8	4.5	14.0	0
209/701	5.0	4.4	4.3	5.6	3.7	5.5	4.9	4.1	3.6	5.4	3.7	5.1	11.1	0
209/702	4.9	5.2	4.1	5.4	5.6	5.4	4.7	5.1	3.8	5.4	5.3	5.4	20.0	0
209/703	3.9	4.0	3.5	5.6	4.5	5.5	4.2	4.2	3.5	5.6	4.8	5.5	3.0	0
209/704	5.8	5.1	3.6	4.9	4.7	4.3	5.8	5.1	3.5	4.9	4.9	4.7	11.1	0
209/705	4.0	5.2	4.2	5.3	5.7	5.2	4.3	5.0	4.0	5.4	5.4	5.2	3.6	0
209/706	4.0	3.3	3.6	5.8	4.8	5.8	5.1	3.6	3.7	5.7	4.7	5.2	11.1	0
209/707	4.7	4.7	3.1	5.3	3.4	5.2	5.1	4.7	3.2	5.2	3.3	5.0	10.5	0

## Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt, 168

WBS-Probe- fläche	Lg	Tg	Kg	Fg	Rg	Ng	Lu	Tu	Ku	Fu	Ru	Nu	WF	UE
209/708	5.7	3.7	3.6	5.0	3.1	3.6	6.2	3.6	3.5	5.0	3.4	4.0	12.1	0
209/709	4.3	4.0	3.9	5.4	3.4	4.5	4.4	4.0	3.9	5.3	3.9	5.2	0	0
209/710	5.5	3.5	3.4	5.2	2.9	3.2	5.7	3.4	3.5	5.1	3.2	3.5	6.3	0
Niederösterreich														
301/701	4.5	4.3	3.6	5.5	5.5	6.5	4.7	4.3	3.5	5.6	6.0	6.5	5.3	0
301/703	5.4	5.7	3.3	6.3	5.6	5.9	5.3	5.5	3.7	5.6	5.3	6.4	4.2	4.2
301/704	4.0	4.8	3.5	5.5	6.3	6.0	4.2	4.8	3.5	5.5	6.4	5.9	0	0
301/705	4.2	4.9	3.8	5.6	5.1	6.3	4.2	4.9	3.7	5.6	5.2	5.8	0	0
301/706	4.6	3.5	3.8	6.4	6.2	6.3	4.8	3.4	3.9	6.5	6.3	6.0	0	10.5
302/701	5.4	5.2	3.6	4.3	6.7	3.8	5.5	5.2	3.6	4.3	7.0	3.9	4.0	0
302/702	4.3	5.3	3.5	4.7	7.2	5.3	4.5	5.3	3.5	4.7	7.1	5.1	2.3	0
302/703	4.5	5.4	3.7	4.5	7.2	4.7	4.6	5.4	3.7	4.7	7.2	5.0	6.1	0
302/704	5.0	5.1	3.5	5.8	6.6	6.5	5.1	5.0	3.5	5.8	6.7	6.1	14.0	1.8
302/705	4.1	5.4	3.4	5.0	7.0	6.0	4.7	5.4	3.5	5.0	6.9	5.7	4.5	2.3
302/707	5.9	5.2	4.1	4.9	5.5	5.4	5.7	5.2	3.7	5.1	5.8	5.4	19.4	0
303/701	5.1	5.5	3.7	4.6	6.9	5.1	5.3	5.5	3.7	4.6	7.0	5.1	4.0	0
304/701	5.4	4.7	3.6	5.3	4.5	5.9	5.4	4.8	3.7	5.4	4.6	5.5	3.4	6.9
304/702	4.8	5.2	3.7	5.2	5.8	6.6	4.6	5.2	3.5	5.2	5.9	6.2	11.1	0
304/703	6.6	5.3	4.2	6.0	6.9	6.1	6.6	5.4	3.9	5.5	6.9	6.0	17.1	8.6
304/704	5.0	5.6	3.1	4.9	7.1	5.7	5.3	5.6	3.4	5.1	7.0	6.1	0	5.9
304/705	5.0	5.4	3.8	4.9	6.5	5.6	5.1	5.5	3.8	4.8	6.7	5.5	4.9	0
304/706	4.9	5.3	3.3	4.7	5.5	5.5	5.1	5.4	3.4	4.7	6.8	5.3	0	0
305/701	4.0	5.3	3.7	5.7	6.5	5.8	4.2	5.3	3.7	5.8	6.5	5.8	8.9	4.4
305/702	4.0	5.5	4.3	5.2	5.6	5.5	3.9	5.1	3.7	5.2	6.0	5.7	9.1	0
305/703	6.3	5.5	4.5	4.1	7.3	4.3	6.5	5.8	4.1	4.2	7.5	4.4	10.5	5.3
305/704	5.4	5.5	4.4	5.1	7.6	5.2	5.5	5.4	4.0	5.2	7.4	6.2	8.0	0
305/705	5.2	5.6	3.5	-	-	-	5.4	5.6	3.6	-	-	-	12.5	0
306/701	5.6	5.4	3.8	4.0	4.3	3.4	5.6	5.3	3.9	4.2	5.7	3.8	11.8	0
306/702	4.4	5.3	3.4	5.0	5.4	6.2	4.8	5.3	3.5	5.0	6.3	6.2	5.6	0
306/703	5.9	5.6	3.8	3.9	4.8	3.7	5.9	5.5	4.0	4.1	5.7	4.0	5.9	0
306/704	5.2	5.3	3.9	4.9	5.0	5.2	5.2	5.3	4.0	4.8	5.3	5.1	6.1	0
306/705	-	-	4.7	5.0	5.7	6.0	-	-	4.7	5.0	5.7	6.0	0	0
306/706	4.3	4.8	3.4	5.5	5.0	6.8	3.9	4.7	3.4	5.6	5.3	5.9	4.3	0
306/707	6.0	5.4	4.3	3.8	3.7	3.6	5.9	5.3	4.0	4.2	4.3	3.9	10.5	0
306/708	4.6	5.0	3.4	5.4	5.8	6.3	4.4	4.9	3.4	5.3	5.6	5.8	3.0	0
306/709	4.8	5.2	3.3	4.9	4.7	5.6	4.8	5.2	3.3	4.9	4.7	5.6	8.3	0
307/701	5.1	5.5	3.5	4.9	6.9	5.1	5.2	5.5	3.5	4.9	7.1	5.2	10.2	0
307/703	6.2	4.6	4.1	4.3	7.8	3.4	6.1	4.8	4.0	4.4	7.7	3.9	14.0	0
307/704	5.5	4.8	4.0	4.6	7.0	3.7	5.3	5.0	3.8	4.6	6.8	4.1	11.1	0
307/707	5.4	4.7	3.8	4.6	7.4	3.9	5.6	4.7	3.7	4.7	7.3	4.2	15.5	0
307/708	3.8	5.0	3.4	5.5	6.5	6.4	4.1	5.0	3.4	5.4	6.8	6.3	0	0
307/709	4.7	4.1	3.6	5.3	6.6	5.0	4.6	4.5	3.5	5.3	6.2	5.3	11.9	0
307/710	5.0	4.8	4.2	4.7	7.1	4.3	5.2	4.8	4.0	4.8	6.9	4.3	12.5	1.8
307/711	5.2	4.9	3.9	5.2	7.3	4.7	5.2	5.0	3.6	4.9	7.2	5.1	7.8	0
307/712	5.1	4.4	3.7	5.2	6.6	5.1	5.1	4.6	3.7	5.1	6.6	5.1	10.9	0
308/701	4.9	5.1	3.5	5.0	4.9	4.8	5.1	5.1	3.4	5.0	5.3	4.9	7.0	0
308/702	4.8	4.8	3.6	5.5	4.6	6.1	5.2	4.7	3.6	5.4	4.6	5.4	7.7	0
308/703	5.6	4.8	3.5	4.9	2.8	4.9	5.5	4.7	3.9	4.9	3.4	5.3	12.5	0
309/701	5.0	5.7	3.4	4.9	5.4	5.2	5.0	5.4	3.4	4.8	5.6	5.2	5.9	0
310/700	4.9	5.5	3.1	5.2	7.0	6.4	4.9	5.6	3.2	5.0	7.1	6.1	3.4	0
310/701	4.5	5.1	3.6	5.1	6.5	5.6	4.9	5.1	3.7	5.0	6.6	5.3	3.8	0
310/702	4.7	4.6	3.8	4.9	7.2	4.9	5.0	4.6	3.7	5.0	7.1	5.2	10.0	0
310/703	4.5	3.9	3.3	6.2	4.1	5.0	5.1	3.8	3.5	6.1	4.5	5.3	10.5	5.3
310/704	5.0	5.4	3.2	4.6	7.2	5.2	5.2	5.4	3.3	4.6	7.2	4.9	8.9	1.8
310/705	4.7	3.5	3.5	5.5	3.4	4.7	4.9	3.7	3.6	5.4	3.8	4.9	3.8	0
310/706	5.1	4.9	3.9	4.6	6.0	4.6	5.2	4.8	4.0	4.6	5.9	4.6	6.3	0
310/707	6.3	3.5	3.3	5.9	5.8	5.1	6.3	3.5	3.6	5.8	6.1	4.6	20.0	0
310/708	5.3	4.6	3.7	5.1	3.2	3.6	5.5	4.8	3.8	5.1	4.1	3.9	8.3	0
310/709	5.2	4.7	3.7	5.3	6.3	5.4	5.5	4.7	3.8	5.3	6.2	5.1	12.0	0
310/710	4.7	-	3.5	5.5	2.6	3.5	3.8	-	3.8	5.5	3.6	4.4	0	0
311/701	4.6	5.4	3.3	5.2	6.7	6.0	4.8	5.4	3.4	5.2	6.7	6.0	3.2	0
311/702	3.7	4.8	3.6	5.3	6.7	6.1	4.0	5.2	3.5	5.3	6.6	5.9	0	0
311/703	3.7	4.8	3.8	5.2	7.1	6.1	3.6	5.0	3.8	5.3	7.0	5.8	0	0

Österreichische Waldboden-Zustandsinventur: Vegetationsökologische Analysen

WBS-Probe- fläche	L <sub>R</sub>	T <sub>R</sub>	K <sub>R</sub>	F <sub>R</sub>	R <sub>R</sub>	N <sub>R</sub>	L <sub>u</sub>	T <sub>u</sub>	K <sub>u</sub>	F <sub>u</sub>	R <sub>u</sub>	N <sub>u</sub>	WF	UE
311/704	5.4	5.0	3.2	5.3	3.2	3.3	5.0	5.0	3.4	4.8	3.4	3.4	10.0	0
311/705	4.2	5.0	3.5	5.6	5.1	5.8	4.5	5.0	3.7	5.6	5.7	6.0	16.7	0
312/701	4.4	5.4	3.4	5.4	6.6	6.1	4.7	5.3	3.4	5.3	6.7	6.0	4.8	0
312/702	4.5	4.9	3.3	5.3	6.3	5.8	5.1	5.0	3.4	5.3	6.3	5.5	9.7	0
312/703	4.0	4.7	3.7	5.1	6.0	5.1	4.1	4.8	3.7	5.2	6.3	5.5	4.3	0
312/704	4.1	4.9	3.7	5.5	6.2	6.1	4.4	5.0	3.7	5.5	6.5	6.0	2.6	0
312/705	3.6	5.1	3.5	5.3	6.5	5.8	4.0	5.0	3.6	5.3	6.4	5.4	5.7	0
312/707	4.1	4.2	3.6	5.5	5.7	5.4	4.3	4.2	3.5	5.5	6.2	5.6	9.3	0
312/708	4.5	4.5	3.8	5.4	7.0	5.6	4.9	4.3	3.6	5.3	7.1	5.6	9.5	2.4
312/709	4.0	4.2	3.5	5.5	6.2	6.0	4.3	4.0	3.5	5.5	6.0	5.8	5.3	0
312/710	5.1	3.7	3.6	5.1	6.3	4.3	4.9	3.8	3.4	5.2	5.6	4.6	21.4	0
312/711	4.1	5.0	3.5	5.2	7.3	5.5	4.1	5.0	3.5	5.2	7.4	5.4	0	0
313/701	4.7	-	3.5	-	2.0	3.0	4.4	-	3.8	-	2.0	3.0	0	0
313/702	5.6	4.7	4.2	4.3	2.6	3.3	5.7	4.7	4.7	4.3	3.0	3.5	0	0
313/703	5.2	4.3	4.6	-	2.2	2.9	5.4	4.7	4.4	-	2.5	2.7	0	0
313/704	4.5	4.5	3.5	5.3	3.6	6.3	5.4	4.4	3.9	5.0	3.5	5.9	5.3	0
313/705	5.9	4.8	4.6	5.6	2.2	3.4	6.0	4.6	4.9	5.7	2.2	3.1	45.5	0
313/706	4.5	4.3	4.3	5.8	3.5	5.7	5.1	4.0	4.0	5.7	3.7	5.4	15.4	0
313/707	4.9	-	3.2	-	2.5	3.9	4.6	-	4.0	-	3.0	4.5	0	0
314/701	5.6	4.8	3.8	4.7	7.0	4.0	5.8	4.7	3.6	4.6	6.9	4.1	10.8	0
314/702	4.8	4.8	4.0	5.2	6.4	5.8	5.0	4.8	4.0	5.2	6.5	5.7	12.2	0
314/703	5.5	4.6	4.1	4.8	7.2	4.6	5.5	4.6	4.0	4.8	7.2	4.7	10.7	0
314/704	4.9	4.8	3.6	5.4	2.6	3.7	4.8	4.8	3.8	5.6	3.2	4.5	0	0
314/705	4.0	4.8	3.5	5.2	6.6	5.5	4.1	4.8	3.5	5.2	6.7	5.4	0	0
314/706	3.0	5.0	2.9	5.6	6.6	7.0	3.6	5.0	3.5	5.4	6.3	6.3	0	0
315/701	4.9	5.3	3.1	5.4	6.0	5.8	5.0	5.3	3.2	5.4	6.2	5.9	8.1	0
315/702	4.3	5.6	3.5	5.4	7.1	6.7	4.7	5.6	3.5	5.3	7.0	6.4	4.8	7.1
315/703	4.1	5.4	3.1	4.8	5.6	4.7	4.4	5.5	3.3	4.8	5.7	4.8	3.6	0
315/704	3.8	5.4	3.6	5.0	6.4	5.7	3.9	5.3	3.3	5.1	6.8	5.8	4.2	0
315/705	3.2	5.1	3.9	5.1	5.6	5.3	3.5	5.1	3.4	5.1	5.9	5.4	5.6	0
315/706	5.7	5.5	4.0	5.3	6.6	5.6	5.9	5.5	3.8	5.1	6.9	5.5	10.2	4.1
316/701	6.2	4.9	3.6	4.7	4.2	3.9	6.3	4.9	3.6	4.7	4.9	4.0	8.7	0
316/702	5.5	4.7	4.2	4.7	2.0	2.9	5.5	4.7	4.1	4.7	2.0	2.7	12.5	0
316/703	5.0	4.9	3.3	5.6	4.5	6.4	5.4	5.0	3.5	5.5	4.4	5.9	8.0	0
316/704	4.7	4.1	3.4	5.5	2.8	4.5	4.8	4.2	3.7	5.4	3.2	5.0	5.9	0
316/705	5.8	5.0	3.9	5.0	2.5	4.9	5.9	5.0	4.0	4.8	2.8	5.6	16.7	0
316/706	5.0	4.7	3.5	5.7	3.3	4.3	4.7	4.5	3.6	6.0	3.5	4.1	13.3	0
316/707	5.6	3.8	4.2	4.8	2.4	3.0	5.8	4.0	4.3	4.8	2.7	3.0	0	0

Oberösterreich

401/701	4.4	4.9	3.7	5.2	3.8	5.8	5.0	4.9	3.8	5.1	4.2	5.8	5.3	0
401/702	4.5	4.6	3.9	5.3	3.1	4.1	4.6	4.9	3.5	5.1	3.3	4.1	14.3	0
401/703	6.1	5.8	3.0	7.2	7.0	7.0	6.1	5.5	3.3	6.7	6.9	7.1	0	38.5
401/704	6.5	4.9	3.8	6.0	4.5	5.3	6.1	4.9	3.7	6.1	5.3	5.1	19.0	4.8
401/705	5.2	-	3.9	-	2.5	3.0	5.1	-	4.2	-	2.8	3.0	14.3	0
401/706	4.9	-	3.9	-	2.5	3.4	4.3	-	3.9	-	3.2	4.0	10.0	0
401/708	4.5	4.6	3.9	5.3	2.9	4.6	4.8	4.5	3.8	5.3	3.3	5.3	21.4	0
401/709	5.5	4.7	3.4	5.5	3.9	6.3	5.5	4.7	3.6	5.6	3.9	5.9	16.7	0
402/701	4.6	4.5	3.7	5.5	4.4	6.0	4.8	4.5	3.5	5.6	4.1	5.4	15.4	0
402/702	5.1	4.0	3.7	4.8	2.4	3.1	4.5	4.3	3.8	5.2	3.2	3.6	25.0	0
402/703	4.3	4.4	3.2	5.3	2.9	5.3	4.6	4.5	3.3	5.2	3.4	5.7	0	0
402/704	4.9	-	3.3	5.0	2.6	3.5	5.0	-	3.6	5.0	3.0	3.5	0	0
402/705	5.5	4.6	3.3	5.3	3.2	4.7	5.5	4.8	3.6	5.4	4.0	5.3	0	0
402/706	4.9	-	4.0	5.8	2.4	4.3	4.7	-	3.8	5.8	2.6	4.7	15.4	0
402/707	7.0	5.0	3.3	4.7	6.4	5.2	6.9	5.0	3.4	4.6	6.6	4.9	0	0
403/701	5.6	4.2	3.8	5.2	7.4	4.3	5.4	4.6	3.6	5.1	7.2	4.7	16.7	0
403/702	5.3	4.1	3.8	5.1	5.7	4.5	5.1	4.4	3.7	5.1	5.8	4.7	11.1	0
403/703	5.6	3.4	3.8	5.2	6.3	4.3	5.4	3.4	3.8	5.5	6.4	4.6	14.3	3.6
403/704	4.0	4.5	4.0	5.2	6.5	5.2	4.1	4.4	3.8	5.2	6.4	5.3	5.9	0
403/705	3.2	4.4	3.1	5.7	4.9	5.3	3.3	4.4	3.1	5.7	5.0	5.1	5.6	0
403/706	4.4	4.6	3.1	5.3	7.0	5.0	4.5	4.5	3.2	5.3	7.0	4.9	4.3	0
403/707	3.8	4.9	3.0	5.4	6.1	5.6	3.9	4.9	3.1	5.5	6.2	5.7	3.8	0
403/708	6.0	5.1	5.1	5.0	6.4	5.3	5.4	5.2	4.1	4.9	6.7	5.1	13.3	0
403/710	4.5	3.9	3.5	5.5	5.4	5.1	4.5	3.9	3.5	5.5	5.4	5.1	0	0

## Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt, 168

WBS-Probe- fläche	L <sub>g</sub>	T <sub>g</sub>	K <sub>g</sub>	F <sub>g</sub>	R <sub>g</sub>	N <sub>g</sub>	L <sub>u</sub>	T <sub>u</sub>	K <sub>u</sub>	F <sub>u</sub>	R <sub>u</sub>	N <sub>u</sub>	WF	UE
403/711	45	44	37	52	60	53	46	47	37	52	58	54	6.1	0
403/712	49	36	34	57	55	53	47	36	34	58	58	55	10.0	0
403/713	68	27	38	51	63	34	67	30	39	51	65	37	12.5	0
404/701	52	46	35	58	66	56	51	44	34	58	65	54	9.1	1.5
404/702	39	46	36	52	67	55	41	46	37	52	68	54	2.6	0
404/703	43	45	33	59	61	58	43	45	33	59	61	58	0	0
404/704	44	43	36	56	67	57	44	44	37	55	66	58	4.2	2.1
404/706	33	-	33	55	35	45	33	-	33	55	35	45	0	0
404/707	49	39	35	55	52	47	47	42	35	55	55	50	8.3	0
404/708	41	44	36	53	64	51	45	42	38	53	63	48	5.6	0
404/709	46	43	37	54	69	51	48	41	36	56	68	53	9.1	2.3
405/701	43	52	35	57	68	68	45	53	36	56	68	68	0	2.9
406/701	56	55	34	61	67	71	53	53	36	61	67	67	12.5	12.5
406/702	67	53	34	91	67	64	60	55	38	84	68	64	28.6	40.0
406/703	41	37	35	59	28	46	45	42	33	57	30	49	8.3	0
406/704	43	43	40	54	36	56	49	45	39	52	30	52	0	0
406/705	43	52	36	59	57	61	49	52	37	59	61	58	15.8	0
407/701	48	52	36	57	64	71	49	52	36	57	63	68	0	3.8
407/702	44	52	33	55	-	-	44	52	33	55	-	-	0	0
408/701	49	39	37	64	27	35	43	37	36	60	28	43	12.5	0
408/702	52	47	35	48	20	28	49	47	39	48	20	25	14.3	0
408/703	44	51	31	55	58	67	45	50	32	55	56	66	0	0
409/701	50	41	43	53	23	41	49	46	36	53	28	47	16.7	0
409/702	46	48	40	61	39	45	45	45	42	60	38	51	13.3	0
409/703	56	52	35	57	61	65	56	51	35	56	59	61	9.7	3.2
410/701	42	50	34	56	50	56	47	51	35	56	52	55	11.1	2.8
410/702	56	53	36	48	67	47	56	54	37	48	69	47	14.3	0
410/703	35	45	33	58	59	62	39	47	33	57	59	60	0	0
410/704	36	45	32	56	56	59	38	46	32	55	59	57	3.8	0
410/710	49	44	36	53	71	51	50	45	36	53	69	50	11.1	0
410/711	59	46	39	45	75	42	58	46	39	45	73	44	14.0	0
410/712	50	49	35	54	66	56	52	49	35	54	65	55	9.8	0
410/713	39	50	37	51	68	56	43	50	37	51	68	55	2.4	0
410/714	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0
411/701	47	-	30	-	20	30	47	-	30	-	20	30	0	0
411/702	57	47	30	-	27	33	54	45	34	-	28	36	40.0	0
411/703	46	50	32	54	30	46	49	50	33	55	30	47	0	0
411/704	52	54	33	51	34	47	53	54	34	51	40	52	4.0	0
411/705	58	54	37	64	68	72	55	53	37	62	69	70	6.1	15.2
412/701	51	45	29	59	33	40	49	43	30	59	36	44	23.8	0
412/702	44	53	36	55	67	61	45	53	36	55	65	59	3.8	0
412/703	45	46	36	54	36	57	46	47	37	54	37	56	0	0
412/704	42	49	31	56	61	63	43	49	31	57	60	62	2.2	0
412/705	26	45	34	56	62	63	27	46	34	56	63	60	0	0
Salzburg														
501/701	37	47	36	54	68	60	39	47	36	54	66	58	0	0
501/702	36	41	35	56	61	62	39	42	35	56	62	60	0	0
501/703	40	43	34	56	55	54	44	42	35	56	57	53	6.9	0
501/704	37	40	33	58	38	51	40	40	35	57	40	49	6.5	0
501/705	48	40	49	-	22	-	44	43	43	-	30	-	0	0
501/707	45	45	39	51	63	46	46	46	38	52	62	50	7.7	0
501/708	48	38	35	55	59	52	52	37	36	56	61	51	4.6	0
502/701	38	48	33	56	64	64	42	47	34	56	63	62	0	0
502/702	56	49	36	62	69	61	57	49	36	60	69	61	15.0	2.5
502/703	42	48	34	54	66	57	45	47	36	55	66	55	11.4	2.9
502/704	37	46	33	53	63	58	39	45	34	53	63	56	3.7	0
502/705	50	49	38	60	45	54	51	49	38	61	46	58	13.6	4.5
502/707	44	48	36	54	67	61	45	48	37	55	65	62	3.0	0
503/701	37	47	38	51	64	50	37	46	36	51	61	51	0	0
503/702	59	47	35	67	60	52	60	46	34	64	60	57	4.5	13.6
503/703	34	36	32	59	39	60	41	37	34	59	41	57	0	0
503/704	41	36	38	56	28	41	42	38	35	53	32	39	7.1	0
503/705	40	37	36	56	42	52	43	36	36	55	45	52	6.5	0

Österreichische Waldboden-Zustandsinventur: Vegetationsökologische Analysen

WBS-Probe- fläche	L <sub>R</sub>	T <sub>R</sub>	K <sub>R</sub>	F <sub>R</sub>	R <sub>R</sub>	N <sub>R</sub>	L <sub>u</sub>	T <sub>u</sub>	K <sub>u</sub>	F <sub>u</sub>	R <sub>u</sub>	N <sub>u</sub>	WF	UE
503/706	53	35	37	53	23	29	53	33	31	55	24	30	14.3	0
503/707	41	36	35	56	29	41	43	40	36	54	35	44	8.3	0
503/708	59	34	35	57	67	49	59	33	35	56	67	48	17.9	3.6
503/709	54	47	35	51	47	48	55	47	35	51	49	49	11.1	0
503/710	48	44	35	59	64	65	50	45	35	58	63	62	11.1	0
503/711	57	38	40	-	20	25	55	35	43	-	20	27	25.0	0
504/701	43	39	37	56	47	56	47	38	38	55	46	55	8.0	0
504/702	50	39	39	64	32	40	47	39	40	62	41	48	14.3	0
504/703	56	-	40	51	34	37	57	-	38	50	38	40	15.4	0
504/704	47	36	35	59	31	46	50	36	36	58	32	45	9.5	0
504/705	49	42	37	51	39	51	49	42	37	51	39	51	0	0
505/701	43	40	38	54	35	42	46	40	38	53	37	40	27.3	0
505/702	58	43	31	61	44	48	57	41	33	60	43	50	26.3	0
505/703	45	42	36	54	41	47	48	42	36	54	43	47	5.1	0
505/705	41	43	34	56	55	58	45	45	34	54	58	57	2.9	0
505/706	43	51	30	52	67	58	45	50	31	52	67	58	0	0
505/707	51	41	37	56	41	60	51	41	35	58	44	61	12.5	0
505/708	46	35	35	62	36	52	47	35	33	63	37	54	10.5	0
505/709	55	32	36	56	49	48	60	32	36	55	52	46	11.8	2.9
505/710	52	44	43	59	36	53	50	41	37	59	45	58	10.0	5.0
505/712	60	34	33	57	26	36	58	33	36	55	34	42	17.2	0
505/713	48	39	35	56	41	50	50	39	35	56	42	51	0	4.5
505/714	47	38	33	57	51	54	48	37	34	57	53	54	6.7	3.3
505/715	48	35	40	53	23	32	43	35	32	53	27	36	14.3	0
505/716	45	36	37	60	26	35	40	37	31	59	32	37	0	0
505/717	44	43	36	60	58	64	48	44	35	57	60	61	1.7	3.4
Steiermark														
601/701	44	46	35	52	61	52	46	46	36	53	61	53	11.4	0
601/702	56	36	35	56	67	45	55	37	35	57	66	45	14.9	2.1
601/703	48	40	35	52	68	57	49	44	36	52	70	63	6.3	0
601/704	43	36	33	59	44	61	47	36	37	58	48	59	3.8	0
601/705	-	-	35	-	-	30	-	-	35	-	-	30	0	0
601/706	20	-	-	-	-	45	20	-	-	-	-	45	0	0
601/707	76	30	29	-	-	-	68	30	32	-	-	-	0	0
601/708	48	35	36	56	29	37	47	35	35	58	36	42	0	0
601/709	40	38	36	55	45	55	44	42	36	55	45	57	0	0
601/710	38	47	33	53	52	54	41	49	32	52	55	54	0	0
601/711	41	46	39	54	46	51	45	46	38	54	52	54	4.1	0
601/712	42	36	37	53	37	43	45	37	38	52	40	40	5.3	0
601/713	50	43	40	47	66	44	51	42	39	48	64	45	8.5	0
601/714	58	37	39	53	71	47	55	41	38	54	70	53	27.8	5.6
601/715	59	32	35	50	59	33	59	31	36	51	57	35	18.8	0
602/701	40	42	38	54	41	51	42	44	37	54	43	50	6.3	0
602/702	45	43	40	50	28	33	45	44	40	50	33	35	9.1	0
602/703	47	-	40	-	32	33	46	-	38	-	34	34	10.0	0
602/704	47	40	34	59	34	44	47	42	36	59	40	47	11.8	0
602/705	68	45	39	42	27	20	61	45	44	43	36	21	10.0	0
602/706	52	38	38	61	23	28	45	35	35	56	26	34	18.2	0
603/701	37	49	39	56	41	54	43	48	36	55	44	58	18.8	0
603/702	54	55	37	48	49	41	54	54	38	46	53	43	11.1	3.7
603/703	36	52	38	56	49	49	35	52	36	56	52	51	9.1	0
603/704	39	51	38	53	48	50	43	51	36	52	54	53	7.4	0
604/701	43	52	34	55	52	56	44	52	34	55	51	55	7.4	0
604/702	43	53	35	53	46	55	46	53	33	54	50	61	11.1	0
604/703	45	51	37	49	62	49	47	51	37	48	66	49	7.3	0
604/704	54	37	38	50	22	29	54	40	39	50	26	29	25.0	0
604/705	44	50	34	56	68	66	44	50	34	56	68	66	0	0
604/706	54	51	33	58	50	63	53	51	34	58	50	62	0	3.8
604/707	-	-	35	-	67	-	-	-	35	-	67	-	0	0
604/708	48	45	33	57	53	49	49	44	34	56	54	49	6.3	0
604/709	50	50	35	46	71	41	52	50	35	46	71	39	16.7	0
605/701	51	50	47	53	27	33	50	50	47	50	34	35	42.9	0
605/702	47	-	38	50	34	45	47	-	38	50	34	45	0	0

WBS-Probe- fläche	Lg	Tg	Kg	Fg	Rg	Ng	Lu	Tu	Ku	Fu	Ru	Nu	WF	UE
605/703	5.0	-	4.0	-	2.3	3.1	4.8	-	4.3	-	2.5	3.2	20.0	0
605/704	4.3	-	3.8	-	3.8	4.5	4.3	-	3.8	-	3.8	4.5	0	0
605/705	4.1	4.5	3.7	5.4	4.7	5.4	4.3	4.5	3.6	5.3	4.7	5.2	5.3	0
605/706	4.5	4.9	4.1	5.3	4.1	4.9	4.5	5.0	4.0	5.2	4.5	5.2	4.0	0
605/707	4.8	4.0	4.1	5.0	2.7	3.3	4.7	4.0	3.6	4.7	3.7	3.6	22.2	0
606/701	3.6	4.9	3.5	5.9	5.1	6.8	4.7	4.9	3.7	5.9	5.6	6.8	7.1	7.1
606/702	2.9	3.3	3.8	6.0	4.3	5.8	3.2	3.6	3.8	5.9	4.5	5.8	0	0
606/703	5.6	3.4	3.4	6.6	4.1	4.1	5.7	3.7	3.6	6.5	4.2	4.5	6.3	6.3
606/704	4.6	-	3.6	5.3	3.4	4.7	5.1	-	3.6	5.1	3.8	5.0	0	0
606/705	4.3	4.2	3.8	5.0	5.6	4.8	4.2	4.1	4.0	5.1	5.7	4.8	4.5	0
606/706	5.5	3.2	3.8	5.3	2.5	2.9	5.8	2.8	3.9	5.7	2.9	2.9	18.2	0
606/707	6.4	2.9	4.1	5.4	3.0	3.0	6.3	3.0	3.9	5.4	3.5	3.5	13.0	0
606/708	4.7	3.6	3.6	5.2	3.9	4.9	5.3	3.7	3.6	5.1	4.1	4.6	4.0	0
606/709	6.2	3.0	3.7	5.0	2.5	2.7	6.5	2.8	3.5	4.8	2.7	2.5	8.3	0
606/710	5.1	3.8	3.9	5.8	2.6	3.1	4.6	3.7	3.6	5.6	2.8	3.7	16.7	0
606/711	5.7	4.6	3.9	4.9	6.1	5.0	5.8	4.6	3.7	4.9	6.1	5.0	0	0
606/712	6.2	2.9	3.9	5.0	3.0	2.7	6.2	2.9	3.7	5.3	3.4	2.9	11.8	0
607/701	4.9	4.4	3.4	5.2	3.8	4.1	4.8	4.5	3.5	5.3	4.0	4.4	10.0	0
607/702	4.9	-	3.9	5.3	4.1	5.0	4.9	-	3.9	5.3	4.1	5.0	0	0
607/703	6.6	3.0	3.6	5.2	3.1	2.5	7.1	2.7	3.8	5.2	3.3	2.2	7.7	0
607/704	7.1	4.9	3.3	4.7	4.0	3.1	7.0	4.7	3.4	4.8	4.9	3.5	4.0	0
608/701	5.3	5.5	3.7	5.4	3.3	3.1	5.0	5.8	3.2	5.4	4.1	3.7	20.0	0
608/702	6.5	5.0	3.4	7.6	3.9	2.9	5.8	5.0	3.8	6.8	4.4	4.2	28.6	0
608/703	4.2	4.5	4.3	6.1	4.3	5.6	4.9	4.4	4.4	6.1	4.5	5.7	6.7	6.7
608/704	4.0	5.1	3.9	6.0	5.0	5.5	3.9	4.9	3.8	5.9	5.3	6.2	21.4	0
608/705	4.6	5.2	3.4	4.9	4.7	4.7	4.9	5.3	3.3	4.8	5.3	5.1	0	0
608/706	5.0	-	4.1	-	4.0	3.6	4.9	-	3.9	-	4.0	3.7	25.0	0
609/701	4.8	3.9	3.8	6.4	2.9	3.8	5.0	3.8	3.8	6.0	3.8	4.5	20.0	0
609/702	3.6	4.2	3.9	5.6	5.0	5.8	4.3	4.6	3.8	5.3	5.4	5.7	4.5	0
609/703	5.2	-	3.6	5.2	6.1	5.5	5.5	-	3.5	5.3	6.2	5.5	12.5	0
609/704	4.9	-	4.1	-	2.5	3.0	4.6	-	4.0	-	3.3	3.2	0	0
609/705	3.7	4.0	3.5	5.6	4.1	5.5	3.9	4.1	3.6	5.4	4.2	5.2	5.0	0
609/706	5.4	4.1	3.6	4.6	4.5	3.2	5.3	4.1	3.7	4.6	4.9	3.2	12.5	0
609/707	5.3	-	4.4	5.0	2.4	3.2	5.4	-	4.3	5.0	2.8	3.3	0	0
609/708	4.6	4.1	3.9	5.9	3.0	4.7	4.3	3.9	3.5	5.8	3.8	4.9	5.9	0
609/709	4.5	3.4	3.7	4.9	3.4	3.7	4.3	3.4	3.3	5.1	3.8	4.2	12.5	0
609/710	4.8	4.0	4.3	-	2.6	3.6	4.7	4.0	4.2	-	3.3	3.8	15.4	0
609/711	5.7	4.2	3.7	5.7	6.2	6.0	5.6	4.5	3.7	5.7	6.3	6.0	9.4	0
610/701	5.5	4.5	3.8	5.0	7.2	4.5	5.5	4.7	3.7	5.0	7.1	4.8	16.2	0
610/702	3.7	4.7	3.4	5.7	5.6	5.8	4.2	4.6	3.5	5.6	5.8	5.5	6.3	2.1
610/703	4.6	5.0	3.6	4.9	7.1	5.0	4.8	5.0	3.4	4.9	6.9	5.2	7.1	0
610/704	4.4	4.4	3.6	5.1	6.7	5.1	4.4	4.6	3.6	5.2	6.5	5.3	6.5	0
610/705	5.8	3.8	3.9	5.6	4.4	5.2	6.2	4.3	4.0	5.3	5.8	5.2	13.6	0
610/706	4.8	4.6	3.7	4.8	6.7	4.3	4.9	4.6	3.7	4.9	6.6	4.5	11.1	0
610/707	4.4	4.8	4.1	5.3	6.5	5.6	4.5	4.8	3.9	5.3	6.4	5.6	4.9	0
610/708	3.7	3.5	3.7	-	3.1	4.4	3.9	3.5	3.6	-	3.2	4.3	12.5	0
610/709	4.6	3.9	3.7	6.4	2.8	3.7	4.4	3.8	3.5	6.1	3.3	4.3	8.3	0
610/710	4.2	5.0	3.6	5.1	6.3	5.3	4.4	5.0	3.5	5.2	6.1	5.2	8.0	0
610/712	4.0	3.5	3.5	5.8	4.5	4.8	4.4	3.9	3.7	5.4	5.1	4.8	8.7	0
610/713	4.1	4.6	3.8	5.2	6.4	5.3	4.4	4.6	3.8	5.1	6.3	5.1	9.1	0
610/714	4.9	4.4	3.5	5.1	7.0	5.5	5.2	4.3	3.6	5.2	7.0	5.5	8.2	0
610/715	4.3	4.9	3.5	4.8	6.8	4.9	4.6	4.9	3.5	4.9	6.7	5.1	13.3	0
610/716	5.1	3.0	4.2	-	2.2	3.0	5.2	3.0	4.5	-	2.3	3.0	0	0
611/701	5.3	4.8	3.5	5.2	5.2	4.6	5.2	4.8	3.5	5.2	5.7	4.9	21.3	0
611/702	5.0	4.3	3.7	5.2	3.3	4.1	4.8	4.3	3.6	5.2	4.4	4.9	12.5	0
611/703	4.2	3.5	3.5	5.8	3.6	4.6	4.4	3.5	3.4	5.8	3.8	4.4	0	0
611/704	4.8	3.7	3.6	5.7	5.6	5.5	5.0	3.8	3.6	5.6	5.5	5.2	6.3	3.1
611/705	4.4	5.0	3.9	4.9	6.6	5.0	4.5	5.0	3.9	4.9	6.7	5.1	9.3	0
611/707	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0
611/708	5.0	3.7	3.5	6.1	3.0	4.5	4.9	3.7	3.8	6.1	3.8	5.0	5.9	0
611/709	6.9	3.1	3.9	5.1	6.0	4.0	6.9	2.9	4.0	5.2	6.2	4.0	7.7	1.9
612/701	4.8	4.6	3.7	5.8	6.5	6.8	4.8	4.6	3.8	5.8	6.5	6.7	5.6	0
612/702	4.4	4.0	3.6	5.7	2.9	4.2	4.6	4.0	3.6	5.4	3.3	4.5	6.7	0
612/703	4.4	3.7	3.7	5.4	4.5	4.7	4.6	3.9	3.9	5.3	4.9	4.8	8.3	0
612/704	5.1	3.9	3.5	6.2	2.7	3.5	4.9	3.9	3.5	5.7	3.1	3.9	8.3	0



Österreichische Waldboden-Zustandsinventur: Vegetationsökologische Analysen

WBS-Probe- fläche	L <sub>g</sub>	T <sub>g</sub>	K <sub>g</sub>	F <sub>g</sub>	R <sub>g</sub>	N <sub>g</sub>	Lu	Tu	Ku	Fu	Ru	Nu	WF	UE
612/705	60	35	35	59	27	32	55	33	35	56	32	36	10.5	0
612/706	55	37	41	61	60	58	53	38	41	61	54	58	13.0	4.3
612/707	50	36	43	60	24	32	46	35	42	54	29	40	20.0	0
612/708	50	36	37	53	36	46	54	36	41	52	41	47	5.6	0
612/709	50	36	38	61	57	57	54	36	38	60	58	55	10.9	6.5
612/710	56	52	37	50	39	39	59	51	38	50	44	40	17.4	0
613/701	51	33	41	49	24	29	52	30	33	53	27	34	14.3	0
613/702	50	30	39	-	21	31	46	30	36	-	22	30	20.0	0
613/703	49	34	35	60	25	34	49	36	33	59	28	35	12.5	0
613/704	56	-	41	58	28	31	59	-	37	58	36	32	12.5	0
613/705	47	36	35	57	34	39	48	34	34	58	36	41	5.6	5.6
613/706	55	40	33	59	31	46	54	37	34	58	35	48	13.6	0
613/708	41	44	36	51	58	52	45	44	36	52	59	54	8.1	0
613/709	56	38	39	47	44	36	54	38	38	51	51	43	11.8	0
613/710	53	38	40	50	47	41	53	39	41	50	51	47	6.9	0
613/711	36	33	36	58	27	39	40	35	38	58	25	35	28.6	0
613/712	46	41	37	51	53	45	47	39	37	52	55	46	5.1	0
613/713	47	41	35	51	66	47	49	41	36	52	65	47	15.6	0
613/714	53	35	38	54	63	46	54	34	38	54	64	46	14.3	0
613/715	62	32	40	51	64	39	61	32	38	51	65	41	12.0	0
613/716	65	29	36	49	45	35	65	29	36	51	48	39	19.0	0
614/701	45	40	39	57	30	35	41	40	37	58	31	37	28.6	0
614/702	43	47	40	61	40	43	46	48	39	58	43	44	28.6	0
614/703	46	44	41	53	29	35	44	43	39	53	33	38	21.1	0
614/704	46	47	34	52	42	56	46	46	32	52	44	58	8.3	0
614/705	40	49	33	54	50	54	43	48	34	53	52	53	0	0
614/706	41	35	42	56	36	43	42	38	37	55	42	46	9.5	0
615/701	46	50	33	58	56	72	50	50	33	57	58	71	0	4.0
615/702	44	51	36	55	59	63	45	51	36	55	59	62	2.7	0
615/703	55	46	36	48	29	30	54	46	38	48	36	30	19.0	0
615/704	45	49	35	54	51	58	45	49	35	54	51	58	4.0	0
615/705	50	39	32	58	39	51	48	39	35	57	44	55	8.7	0
615/706	56	45	33	53	32	44	53	40	34	55	31	49	0	0

Tirol

701/701	5.1	39	38	61	63	56	5.1	40	36	62	64	54	15.4	11.5
702/701	6.7	49	38	38	65	26	6.7	50	39	38	66	27	16.4	0
702/702	5.8	47	43	45	69	34	5.7	48	40	47	64	41	18.8	0
702/703	4.8	3.7	3.5	5.4	4.6	5.1	5.3	3.8	3.7	5.2	4.8	5.0	6.7	0
703/701	3.5	4.3	3.9	5.3	4.6	5.3	3.5	4.3	3.9	5.3	4.6	5.3	0	0
704/701	3.8	4.3	3.5	5.9	5.4	5.9	4.3	4.5	3.5	5.8	5.7	5.6	6.5	4.3
704/702	4.4	4.5	3.6	5.2	4.9	4.9	4.6	4.6	3.5	5.2	5.6	5.2	0	0
704/703	3.9	4.9	3.6	5.8	4.5	6.3	4.4	5.0	3.4	5.5	4.3	5.9	0	0
705/701	4.7	4.7	3.4	5.3	6.4	5.7	4.9	4.7	3.4	5.3	6.3	5.5	5.7	0
705/702	5.9	4.9	3.9	4.9	6.7	3.6	6.0	5.0	3.7	4.9	6.4	4.1	27.8	0
705/703	3.6	4.8	3.4	5.3	6.4	5.8	3.6	4.8	3.4	5.3	6.4	5.8	3.0	0
705/704	4.4	4.1	3.6	5.6	5.5	5.0	4.7	4.1	3.5	5.6	5.8	5.1	15.7	0
706/701	5.9	2.5	4.0	3.5	2.8	2.8	5.9	2.5	4.0	3.5	2.8	2.8	0	0
706/702	-	-	4.0	-	3.0	-	-	-	4.0	-	3.0	-	0	0
707/701	5.6	4.3	3.6	5.6	6.1	5.2	5.5	4.3	3.7	5.5	6.2	5.1	13.3	1.7
707/702	4.9	4.0	3.7	5.3	6.6	5.1	4.9	3.8	3.7	5.6	6.4	5.5	7.7	1.9
707/703	5.0	3.8	3.8	5.6	5.8	5.3	5.0	3.9	3.8	5.6	5.8	5.1	6.3	2.1
707/704	6.3	3.8	3.8	4.2	6.5	2.7	6.1	3.9	3.9	4.5	7.0	3.1	14.7	0
708/701	4.4	4.4	3.3	5.4	3.9	4.8	4.5	4.3	3.5	5.5	4.2	4.9	5.3	0
708/702	5.0	3.0	3.0	-	2.5	3.3	5.0	3.0	3.0	-	2.5	3.3	0	0
708/703	5.5	3.1	3.9	5.2	3.2	3.6	5.7	3.1	3.8	5.3	3.8	4.3	4.0	0
708/704	5.8	-	3.9	4.8	3.7	2.6	5.5	-	3.5	4.8	4.4	2.8	7.7	0
709/701	5.4	3.3	3.5	5.4	3.2	2.8	5.7	3.4	3.5	4.9	4.3	3.1	15.4	0
709/702	4.5	3.3	3.9	5.8	3.7	4.1	4.7	3.4	3.8	5.8	3.8	4.2	14.8	0
709/703	6.3	2.9	4.4	4.5	3.6	2.5	6.1	3.7	3.7	4.9	3.6	2.6	20.0	0
710/701	4.9	4.7	3.9	4.4	7.2	3.9	5.2	4.5	3.8	4.6	7.0	4.0	10.0	0
710/702	6.1	3.9	3.8	4.5	6.9	3.4	5.9	4.0	3.8	4.9	6.2	3.9	8.9	0
710/703	5.6	4.0	3.6	4.9	6.3	4.1	5.7	4.0	3.6	5.1	6.2	4.3	11.3	0
710/704	6.3	4.1	3.8	4.3	6.7	3.1	6.4	3.9	3.8	4.5	6.3	3.4	18.6	0

WBS-Probe- fläche	L <sub>R</sub>	T <sub>R</sub>	K <sub>R</sub>	F <sub>R</sub>	R <sub>R</sub>	N <sub>R</sub>	L <sub>u</sub>	T <sub>u</sub>	K <sub>u</sub>	F <sub>u</sub>	R <sub>u</sub>	N <sub>u</sub>	WF	UE
710/705	5.4	4.2	3.8	4.8	6.8	3.8	5.0	4.2	3.7	5.0	6.3	4.3	14.8	0
711/701	4.5	3.5	3.3	5.9	4.5	5.5	4.7	3.5	3.6	6.1	4.4	5.4	9.5	0
711/702	4.3	3.6	3.8	5.5	4.1	4.7	4.9	3.7	3.8	5.3	4.4	4.5	20.8	0
711/703	5.1	4.8	4.2	5.0	5.9	3.7	5.3	4.5	4.0	4.9	5.6	3.8	22.2	0
712/701	3.4	3.8	3.5	5.4	4.2	4.3	3.8	4.5	3.4	5.7	4.9	5.0	3.4	0
712/702	5.3	4.0	3.7	6.4	5.1	4.9	5.1	4.4	3.5	6.2	5.5	5.1	20.5	5.1
712/703	4.3	4.4	3.8	5.3	5.6	4.4	4.4	4.2	3.4	5.2	5.6	4.7	13.2	0
712/704	4.3	4.5	3.7	6.3	6.3	6.4	4.5	4.7	3.4	6.0	6.3	6.1	5.0	0
712/705	6.0	3.9	3.9	4.5	6.5	3.7	5.9	4.1	3.7	4.5	6.8	4.0	13.2	0
713/701	6.1	4.2	3.5	5.3	6.6	5.5	5.9	4.4	3.4	5.3	6.3	5.8	3.3	0
713/702	4.5	3.3	3.3	5.9	2.3	3.3	4.5	3.5	3.1	5.9	2.6	3.3	18.2	0
713/703	5.8	4.8	3.9	4.9	4.0	2.9	5.3	4.6	3.8	5.3	4.9	3.8	15.0	0
713/704	5.8	4.2	4.0	4.4	7.4	3.7	5.7	4.3	4.0	4.6	7.2	4.0	12.1	0
713/705	4.4	4.6	3.7	5.0	6.2	4.4	4.6	4.3	3.8	5.2	5.9	4.8	10.0	0
714/701	4.8	3.0	4.0	5.9	2.7	3.4	4.8	3.0	3.9	5.5	3.3	3.6	22.2	0
714/702	4.9	3.5	3.7	4.8	2.6	3.0	4.6	3.5	3.9	5.0	3.1	3.0	12.5	0
714/703	7.1	3.3	3.4	5.1	3.1	2.7	7.0	3.1	3.5	4.5	4.6	2.9	5.3	0
714/704	5.6	3.4	4.1	4.9	2.4	2.7	4.9	3.3	3.9	5.0	2.9	3.1	8.3	0
715/701	5.7	3.6	4.0	6.2	4.8	4.7	5.6	3.5	3.8	6.1	5.3	4.9	25.0	3.1
716/701	6.0	3.8	3.7	5.9	4.1	4.3	5.9	3.8	3.6	5.7	5.1	4.9	16.2	0
716/702	4.3	3.5	3.4	5.8	3.5	4.6	4.6	3.6	3.5	5.7	3.5	4.4	14.3	0
716/703	5.2	3.6	3.5	6.2	4.2	4.3	5.1	3.4	3.5	5.9	4.4	4.9	19.0	0
716/704	6.1	3.2	3.5	4.6	5.8	3.5	6.2	3.2	3.6	4.7	5.7	3.6	12.2	0
716/705	4.6	3.3	3.9	5.3	2.8	3.4	4.3	3.3	3.0	5.5	3.4	3.9	20.0	0
717/701	5.3	4.3	3.8	4.7	4.8	3.2	5.5	4.4	3.7	4.7	5.8	3.6	16.2	0
717/702	6.3	4.0	5.2	4.3	8.0	2.7	6.6	3.3	4.6	4.4	8.0	3.1	14.3	0
717/703	6.1	3.6	3.6	4.7	7.0	3.5	6.2	3.7	3.6	4.7	7.3	3.8	7.1	0
717/704	5.7	4.4	4.1	4.6	7.1	3.6	5.5	4.7	3.7	4.5	6.8	4.0	11.4	0
717/705	5.5	3.2	3.7	6.1	4.3	5.2	5.7	3.0	3.6	5.9	4.2	5.0	4.8	4.8
717/706	5.6	-	3.6	5.8	2.5	2.7	5.1	-	3.6	5.8	2.6	3.2	25.0	0
717/707	4.1	4.0	3.5	5.4	3.5	3.8	4.2	4.0	3.5	5.4	3.4	3.9	18.2	0
718/701	4.1	5.0	3.6	5.3	6.7	6.0	4.6	4.9	3.7	5.2	6.7	5.8	5.9	0
718/702	4.8	4.7	3.5	4.9	5.9	4.2	4.7	4.6	3.5	5.2	5.3	4.5	12.1	0
719/701	5.9	3.1	3.8	5.8	2.4	3.8	5.6	3.2	3.7	5.8	2.7	3.6	13.3	0
719/702	4.6	3.4	3.7	5.4	2.4	3.2	3.9	3.8	3.3	5.8	3.5	4.1	11.1	0
719/703	5.0	4.0	4.2	5.6	2.5	3.6	4.8	3.8	4.2	5.5	2.9	4.0	27.3	0
719/704	5.3	3.3	3.7	5.8	3.2	3.4	5.5	3.2	3.4	5.6	3.8	3.8	13.6	9.1
Voralberg														
801/701	5.5	3.7	4.1	5.3	4.0	3.6	5.5	3.7	4.1	5.4	4.6	3.8	16.7	0
801/702	4.4	4.4	3.7	5.4	6.8	5.1	4.5	4.3	3.5	5.3	6.7	5.2	8.2	1.6
801/703	4.4	4.9	3.6	5.3	6.2	5.0	4.5	4.8	3.4	5.3	6.4	5.1	4.5	0
801/704	6.5	3.9	3.7	4.7	7.4	3.8	6.1	3.7	3.9	4.8	7.2	4.0	8.6	2.9
801/705	6.8	2.5	3.9	5.2	2.9	2.7	6.5	2.7	4.1	5.2	3.1	2.7	10.0	0
802/701	3.8	4.4	4.1	5.6	3.2	4.4	3.8	4.3	3.8	5.6	3.6	4.7	6.3	0
802/702	4.0	4.3	3.4	5.9	5.9	6.5	4.2	4.5	3.4	5.7	6.2	6.3	0	0
802/703	4.4	4.6	3.6	5.7	5.3	5.7	4.8	4.7	3.6	5.7	5.5	5.6	6.8	0
802/704	6.4	3.1	3.5	5.8	2.6	3.2	6.3	3.1	3.4	5.6	2.9	3.3	12.5	0
802/705	3.8	3.8	3.7	6.1	3.7	5.1	3.8	3.8	3.7	6.0	3.8	5.0	0	0
803/701	4.6	4.8	3.6	5.8	6.3	5.6	4.7	4.8	3.5	5.7	6.0	5.4	6.3	0
804/701	5.5	4.0	3.3	5.6	6.2	5.5	5.5	4.1	3.2	5.5	6.0	5.1	6.3	0
804/702	4.1	4.4	3.4	5.6	6.4	5.5	4.6	4.3	3.3	5.6	6.5	5.3	4.7	4.7

# ZUSAMMENSCHAU UND AUSBLICK

W. Kilian

## 1 Die Ergebnisse

### 1.1 Bodenversauerung und Nährstoffhaushalt

Dank der geomorphologischen Verhältnisse ist die Ausgangslage für den Säure- und Basenhaushalt der österreichischen Waldböden relativ günstig, etwa im Vergleich mit den stark sauren Böden Skandinaviens oder mancher Problemgebiete Norddeutschlands. Die lokale Situation ist aber sehr differenziert, entsprechend dem bunten Mosaik der österreichischen Waldstandorte.

Mehr als ein Drittel der Waldböden ist kalkbeeinflusst bzw. basenreich und gegenüber Versauerung weitgehend unempfindlich. Ihr hoher Basenvorrat läßt selbst bei lange andauernder Säurezufuhr keine Erschöpfung erwarten.

Die andere Gruppe, die karbonatfreien Silikatböden, sind überwiegend stark sauer, aber selbst hier ist fast die Hälfte in allen Tiefenstufen zumindest mäßig ausreichend basengesättigt.

Andererseits ist knapp ein Viertel der Waldböden zumindest im Oberboden gleichzeitig stark sauer und entbast. Hierzu gehören auch - etwa 10 % - von Natur aus saure Böden, klima- oder substratbedingte Podsole und Semipodsole mit gut angepaßten natürlichen Waldgesellschaften, die kaum gefährdet sind.

Gefährdet sind eher Böden, welche derzeit noch nicht zu sauer und knapp ausreichend basengesättigt sind, deren Basenreserven und damit Elastizität gegen Säureeintrag jedoch gering sind. Hier sind rasche Veränderungen im Boden möglich, die zu Anpassungsproblemen und Schädigung der Vegetation führen können.

Verschiedene Befunde lassen aber auf verbreitete sekundäre Versauerung und Degradationen schließen, etwa auf Böden, deren hohe Acidität und Entbasung offensichtlich im Widerspruch mit den sonstigen Standorts- und Bodenmerkmalen stehen. Es ist schwer zu entscheiden, inwieweit solche sekundäre Versauerung auf Immissionen oder andere Ursachen, etwa Fehlnutzungen und Devastierungen in der Vergangenheit, zurückgehen. Die Hinweise verdichten sich jedoch, daß solche „Altlasten“ einen erheblichen Einfluß auf den gegenwärtigen Waldbodenzustand haben.

Auch der Humuszustand weist auf verbreitete Bodendegradationen. Dabei sind mächtige Rohhumusauflagen weniger bedenklich als Humusmangel, welcher zum guten Teil auf Biomassausttrag zurückgeht. Solche Humusaushagerung kann bei etwa 15 % der Waldböden Österreichs angenommen werden.

Konform mit dem Basenhaushalt streut die Versorgung mit Calcium und Magnesium. Bei Calcium variieren die Vorräte in 50 cm Mineralboden zwischen 1 und 800 t/ha! Sie sind in der Mehrzahl der Fälle ausreichend bis überreichlich, bei einem Teil der Probestellen aber so gering, daß eine ausreichende Nachlieferung bei erhöhtem Austrag nicht gewährleistet ist. Auch der austauschbare Anteil ist im Durchschnitt ausreichend, an vielen Orten aber sehr gering.

Ähnlich verhält sich Magnesium. Die Magnesiumvorräte liegen in den meisten Fällen im oberen Bereich des in der Literatur angesetzten Rahmens. Etwa 7 % sind aber für Mg-Mangel prädisponiert. Als Schwerpunkte für Unterversorgung zeichnen sich das Mühl- und Waldviertel,

das Semmering-Wechselgebiet, manche Gebiete in den Niederen Tauern und der Weilharter Forst ab.

Der Vorrat an Kalium ist meist ausreichend, mit höchsten Werten auf Graniten der Böhmisches Masse und in Kalk-Braunlehm. Mangelbereiche werden selten erreicht. Der austauschbar verfügbare Anteil ist hingegen im Durchschnitt eher niedrig, auf Kalkböden wird Kalium zudem durch Calcium verdrängt.

Die Versorgung mit Phosphor erscheint ebenfalls günstig.

Für Eutrophierung als Folge erhöhten N-Eintrages sind die Anzeichen in Österreichs Waldböden noch spärlich. Die Waldboden-Zustandsinventur gibt dafür keine Hinweise. Die weitere Entwicklung muß jedenfalls aufmerksam verfolgt werden. Vorerst überwiegt aber noch Stickstoffmangel, meist in Zusammenhang mit dem erwähnten Humusmangel.

Der in der Humusaufgabe gemessene Gesamtschwefel läßt keine klaren Schlüsse auf Schwefel-Immissionen zu.

## 1.2 Schwermetalle

Ähnlich differenziert ist das Ergebnis der Schwermetalluntersuchungen: Toxische Belastungen mit Schwermetallen wurden im Beobachtungsnetz kaum gefunden. Bei Kupfer und Zink ist die Ausstattung im Gegenteil örtlich so gering, daß mit Mangel gerechnet werden muß - insbesondere dort, wo hohe Acidität zu zusätzlicher Auswaschung führt. Schwerpunktgebiet ist wiederum die Böhmisches Masse. Die wenigen erhöhten Werte reichen bis in den Unterboden und sind höchstwahrscheinlich geogen.

Sowohl auf Kalk als auch auf stark sauren Böden könnte auch Mangel an Mangan auftreten. Die Daten für Ni, Cr, Co sind unauffällig.

Gerade bei den toxischen Schwermetallen Blei und Cadmium aber liegen die Gehalte im Boden verbreitet über dem für Ackerböden gültigen Normalbereich. Der Richtwert für Belastung wird bei Blei (100 ppm) auf 26 % der Probestellen überschritten, bei Cadmium (1 ppm) auf 34 %. Durch die Filterwirkung des Waldbestandes sind Luftschadstoffeinträge im Wald generell um ein Mehrfaches höher als im Freiland. Dies könnte die erhöhten Blei- und Cadmiumgehalte erklären, wenn sie aus Immissionen stammen.

In den meisten Fällen sind die erhöhten Werte mit einer deutlichen Anreicherung im Auflagehumus und obersten Mineralboden gegenüber dem Unterboden gekoppelt. Die Gehalte steigen weiters hochsignifikant mit der Seehöhe an, besonders deutlich an den Prallhängen gegen die Niederung im NW und N.

Alle diese Fakten weisen auf einen diffusen, das gesamte Land erfassenden Ferneintrag von Pb und Cd. Die bis jetzt in Österreichs Wälder eingetragenen Mengen dürften bei Blei zwischen 10 und 100 kg/ha, bei Cadmium zwischen 0,1 und 1 kg/ha liegen.

Nicht die bis heute vorgefundenen Konzentrationen, sondern die fortschreitende und weitgehend irreversible Anreicherung bei weiterem Eintrag stellt ein wesentliches Umweltproblem dar. Blei kommt dabei vor allem die Rolle eines Indikators für Fernimmissionen zu, die auch andere, u.a. organische Schadstoffe enthalten, deren Nachweis schwieriger zu erbringen ist.

## 1.3 Vegetation

Mehr als alle anderen Teilbereiche beschreibt die vegetationskundliche Analyse der Ersterhebung einen Augenblickszustand und läßt ohne Wiederholungsaufnahme keine Schlüsse auf etwaige Veränderungen zu.

Allerdings bietet sie bereits jetzt interessante regionalstandortkundliche Aufschlüsse: etwa Hinweise auf die unerwartet hohe Kontinentalität und Wärmelage mancher Waldstandorte - Problemstandorte im Falle einer Klimaänderung -, wobei die kontinentalsten Wälder keineswegs im sommerwarmen Osten liegen. Manche überraschende Abweichungen von der landläufigen Vorstellung über Wuchsgebiete sollten waldbaulich berücksichtigt werden.

Die Aciditätszahlen decken sich im wesentlichen mit den Bodenanalysendaten, drücken aber sichtlich auch andere Faktorenkombinationen aus, u.a. die Naturferne mancher sekundärer Waldgesellschaften.

Unsichere Zuordnung der Stickstoffzahlen und Widersprüche mit der Bodenanalyse legen nahe, daß mit der Verwendung des Begriffs „Trophie“ oft in unzulässiger Weise (Nitrat-) Stickstoffüberschuß mit reichem Angebot an sonstigen Nährstoffen vermengt wird. In Hinblick auf die Wirkung erhöhten N-Eintrages gerade auf saure, basenarme Böden wird hier schärfer zu differenzieren sein.

Für Schwermetallbelastungen gibt die vegetationskundliche Auswertung keinerlei Hinweise.

## 2 Ausblick

Der vorliegende Bericht beschränkt sich bewußt auf die Präsentation nur knapp interpretierter Daten. Das Material erlaubt aber noch vielfältige weiterführende Auswertungen zu Einzelfragen, welche in Folgepublikationen geplant sind. Vor allem die kombinierte Auswertung der Analysendaten und der deskriptiven Boden- und Standortmerkmale steht noch aus.

Ein weiterer und für das übergeordnete WBS-Projekt wesentlicher Schritt wird schließlich die Verknüpfung der Bodendaten mit den Kronenzustandserhebungen, mit den Nadelanalysen (bereits begonnen) und den vielfältigen Sondererhebungen des WBS sein. Die schrittweise Verdichtung des Beobachtungsnetzes durch hinzukommende oder bereits bestehende Landeserhebungen soll die statistischen Aussagen erhärten. Ebenso wird die Verknüpfung mit gleichartigen Bodenzustandserhebungen in den Nachbarländern - etwa im Rahmen der Arge ALP/ADRIA - erwogen.

Der Arbeitsablauf und die Ergebnisse der Ersterhebung, aber auch die Entwicklung der bodenkundlichen Methodik lassen bereits jetzt für zukünftige Erhebungen manche Änderungen und Ergänzungen nötig erscheinen.

### 2.1 Erweiterung der Analysenpalette

Am vorhandenen Probenmaterial, vor allem aber bei zukünftigen Wiederholungsaufnahmen sind noch eine Reihe weiterer Analysen vorgesehen. Zunächst ist dies die Messung von Anionen ( $\text{SO}_4$ ,  $\text{NO}_3$ ,  $\text{Cl}$ ) sowie der weiteren Schwermetalle Molybdän, Vanadium und Quecksilber. In weiterer Folge ist an Arsen und die Mikronährstoffe Bor und Selen gedacht, sowie an die Analyse von Leitsubstanzen organischer Schadstoffe, welche als Pilotstudie an den steirischen Proben bereits erfolgte.

Auf eine Schwäche der bisherigen Aufnahmen wurde bereits in der Einführung hingewiesen: Mangels geeigneter serienfähiger Methoden fehlen bodenbiologische Untersuchungen gänzlich. Hier besteht ein großer Nachholbedarf. Inzwischen wird eine Reihe von Methoden angeboten, die teils an luftgetrockneten Proben möglich sind. Hierzu gehört die Analyse der Enzymaktivität, womit bereits begonnen wurde.

Für andere, v.a. zoologische Untersuchungen ist jedoch eine neuerliche, aufwendigere Probenahme erforderlich, welche sich auf einem derart umfangreichen Punktenetz wohl nicht verwirklichen lassen wird.

## 2.2 Methodische Weiterentwicklung der Feldaufnahmen

Die Erfahrungen der Ersterhebung legen für zukünftige Wiederholungsaufnahmen eine Reihe von Verbesserungen und Ergänzungen nahe, die bereits in die geplante Neuauflage der „Richtlinien zu Bodenzustandsinventuren“ Aufnahme finden sollten:

Da nicht am ganzen Netz realisierbar, wurde derzeit auf eine durchgehende volumsgerechte Probennahme (mittels Bohrkernen) verzichtet. Sie sollte in Zukunft wenigstens an den dafür geeigneten Punkten durchgeführt werden. Jede zusätzliche Information über Rohdichte etc. würde die Aussagekraft der Ergebnisse wesentlich verbessern.

Die Auswertung hat gezeigt, daß die Beprobung bis 50 cm Tiefe oft nicht ausreicht. Bei tiefgründigen Böden wird damit der Gesteinshorizont nicht erreicht. Für vertikale Stoffbilanzierungen im Bodenprofil wären Proben aus 50-80 cm bzw. kontinuierliche Proben aus dem  $B_{Cv}$ -Horizont erforderlich. Ebenso ist eine getrennte Probennahme aus 0-5 und 5 - 10 cm notwendig, da mit der bisherigen Beprobung aus 0 bis 10 cm - viele bodendynamische Informationen verloren gehen. Als unbefriedigend erwiesen sich die Möglichkeiten, den Humuszustand im Gelände zu beschreiben. Die Humusdiagnostik weist - auch aus internationaler Sicht - noch merkbare methodische Lücken auf. Ein Sonderprojekt zu dieser Frage ist bereits angelaufen.

Begleituntersuchungen verstärken den Verdacht, daß manche Parameter mehr als bisher angenommen im Jahresgang schwanken. Sollte sich diese Beobachtung bestätigen, müßte die Probennahme auf einen engen Termin, vermutlich Herbst, konzentriert werden. Dies würde beachtliche organisatorische Probleme für die Wiederholungsaufnahmen nach sich ziehen.

Insbesondere pflanzensoziologische Aufnahmen erfordern einen erheblichen Schulungsaufwand. Die starke Personalfuktuatation während der Ersterhebung hat daher zu erheblichen Verlusten an Zeit und Effizienz geführt. Die Erhebung gutachtlicher Schätzparameter setzt darüber hinaus die Kontinuität der Ansprache voraus. Ein gut ausgebildetes Stammpersonal ist daher eine unabdingbare Voraussetzung für brauchbare Ergebnisse.

Inwieweit tatsächlich Bodendegradationen bzw. akute Versauerungsvorgänge vorliegen, läßt sich aus einer einmaligen Ersterhebung nicht sicher ableiten. Sie bietet lediglich Anhaltspunkte für Vermutungen. Ebenso ist eine sichere Differenzierung zwischen Schadstoffeinträgen und anderen Ursachen für den Bodenzustand nicht möglich.

Wirklichen Einblick in die Dynamik des Bodenzustandes werden erst die periodischen Wiederholungsaufnahmen geben. Nach derzeitigen Vorstellungen werden 10jährige Perioden angestrebt.

### Zusammenfassung

Die Ergebnisse einer ersten bundesweiten Erhebung des Waldbodenzustandes an einem statistischen Netz mit 514 Probeflächen werden vorgestellt. Der Basenhaushalt und die Ausstattung der österreichischen Waldböden mit mineralischen Nährstoffen ist derzeit nicht ungünstig, im einzelnen aber sehr differenziert. Wohl aber finden sich Hinweise für weiträumige sekundäre Versauerungsvorgänge bzw. Bodendegradationen. Desgleichen wurden zwar keine unmittelbar toxischen Schwermetallkonzentrationen gefunden, wohl aber Anreicherungen an Blei und Cadmium im Oberboden, deren Verteilung auf diffusen, flächendeckenden Ferneintrag schließen lassen.

Eine Erweiterung der Analysenpalette ist vorgesehen, vor allem zu bodenbiologischen Parametern. Ergänzungen und Änderungen der Feldaufnahme für die in 10-Jahresabständen geplante Wiederholung der Erhebung werden diskutiert.

## Abstract

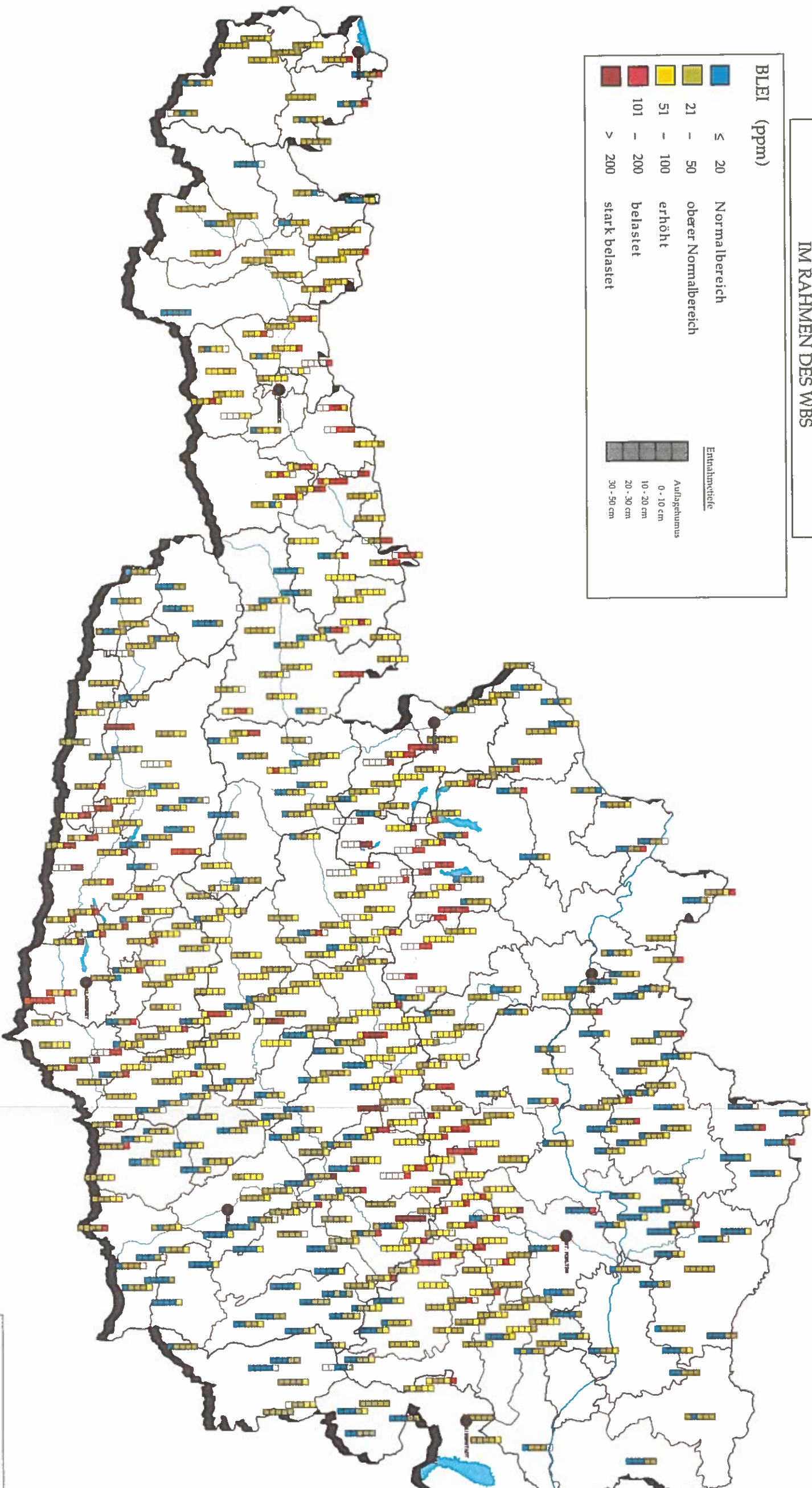
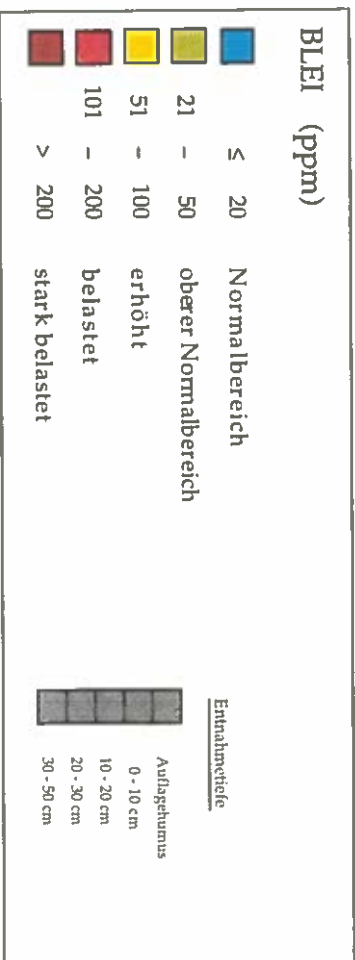
This report presents the results of a first survey of the forest soil condition in Austria by a grid net of 514 permanent observation plots. The base saturation, the acidification status and the mineral nutrient supply in general are sufficient, but vary in a wide range according to the geochemical preconditions. On the other hand secondary acidification processes and spatioous soil degraditions such as humus deficiency are indicated.

Toxic heavy metal concentrations were not found, more likely deficiency on Cu and Zn could be expected. However, Pb and Cd are accumulated in the surface layers to values generally beyond the ranges tolerated in agricultural soils. This fact and a significant distribution to exposed sites suggest a diffuse long-distance immission covering the whole country.

Additional analyses, particularly the need of soil biological parameters are discussed as well as supplements and modifications for future runs, which are planned in a 10 year period.

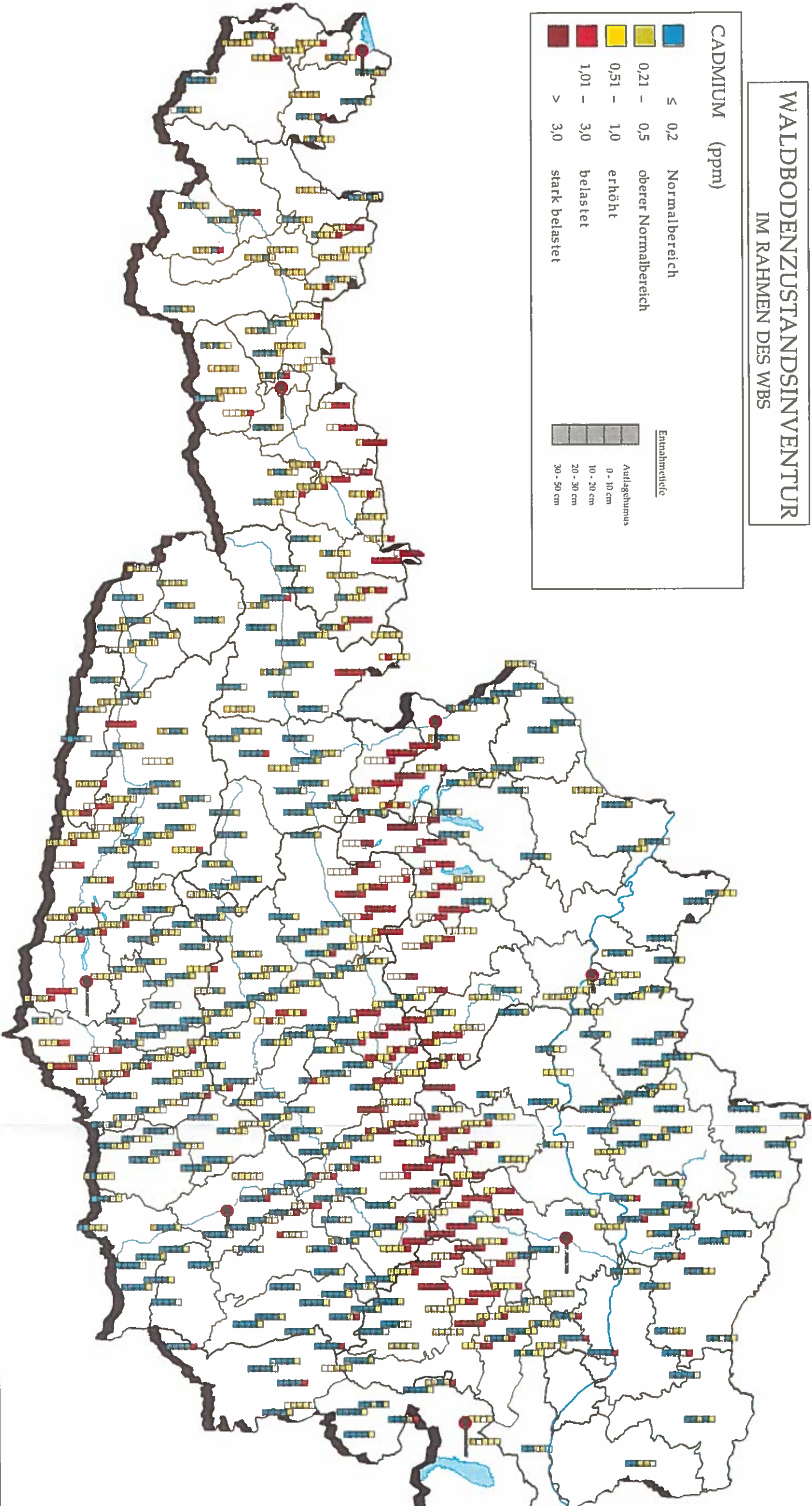
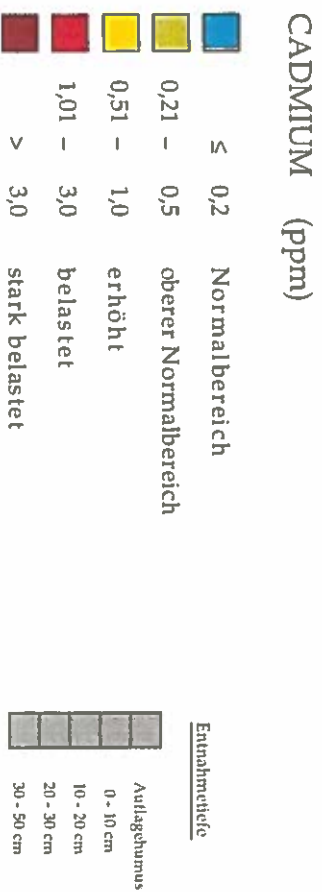


# WALDBODENZUSTANDSINVENTUR IM RAHMEN DES WBS

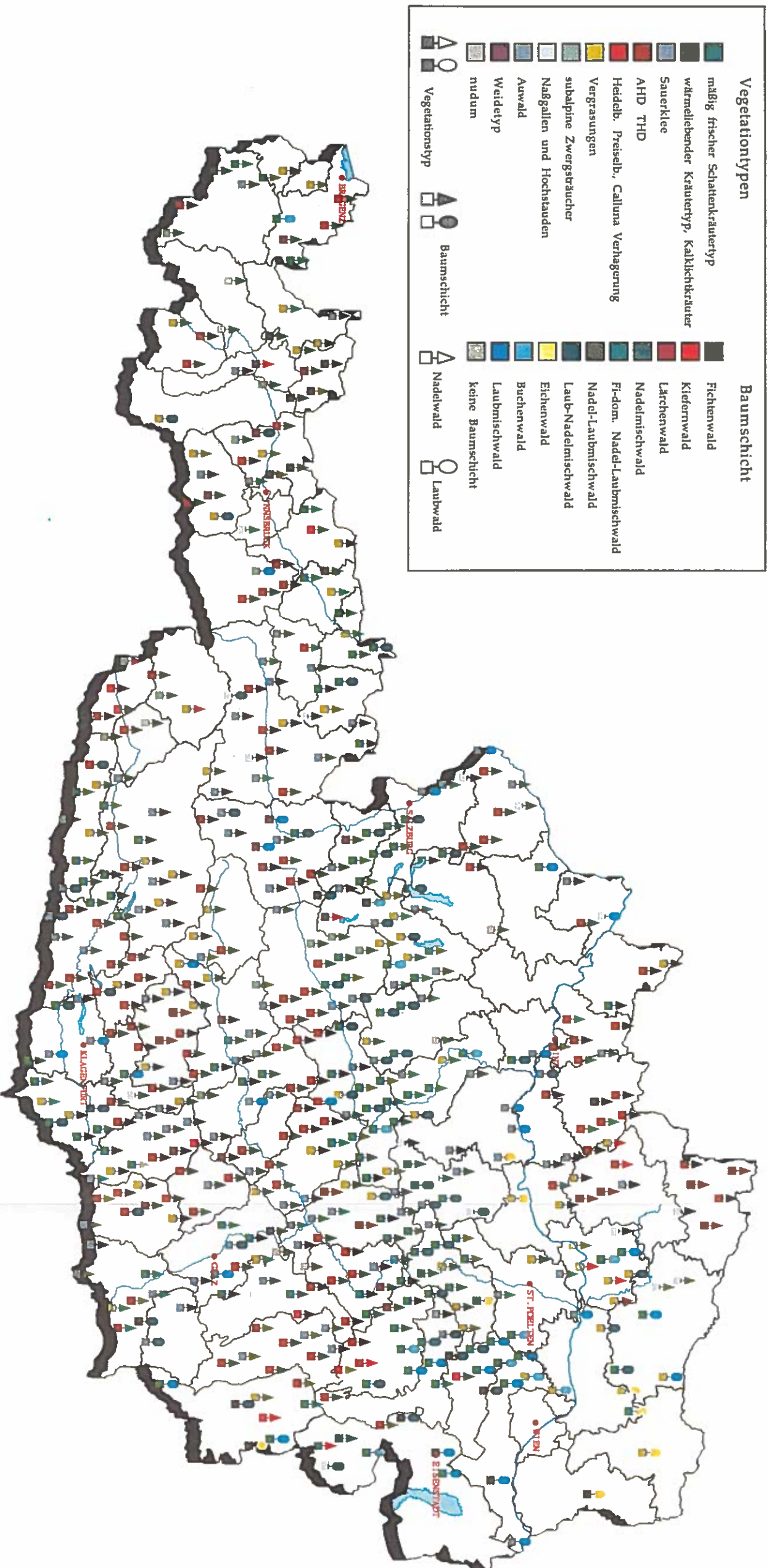




# WALDBODENZUSTANDSINVENTUR IM RAHMEN DES WBS



# WALDBODENZUSTANDSINVENTUR IM RAHMEN DES WBS



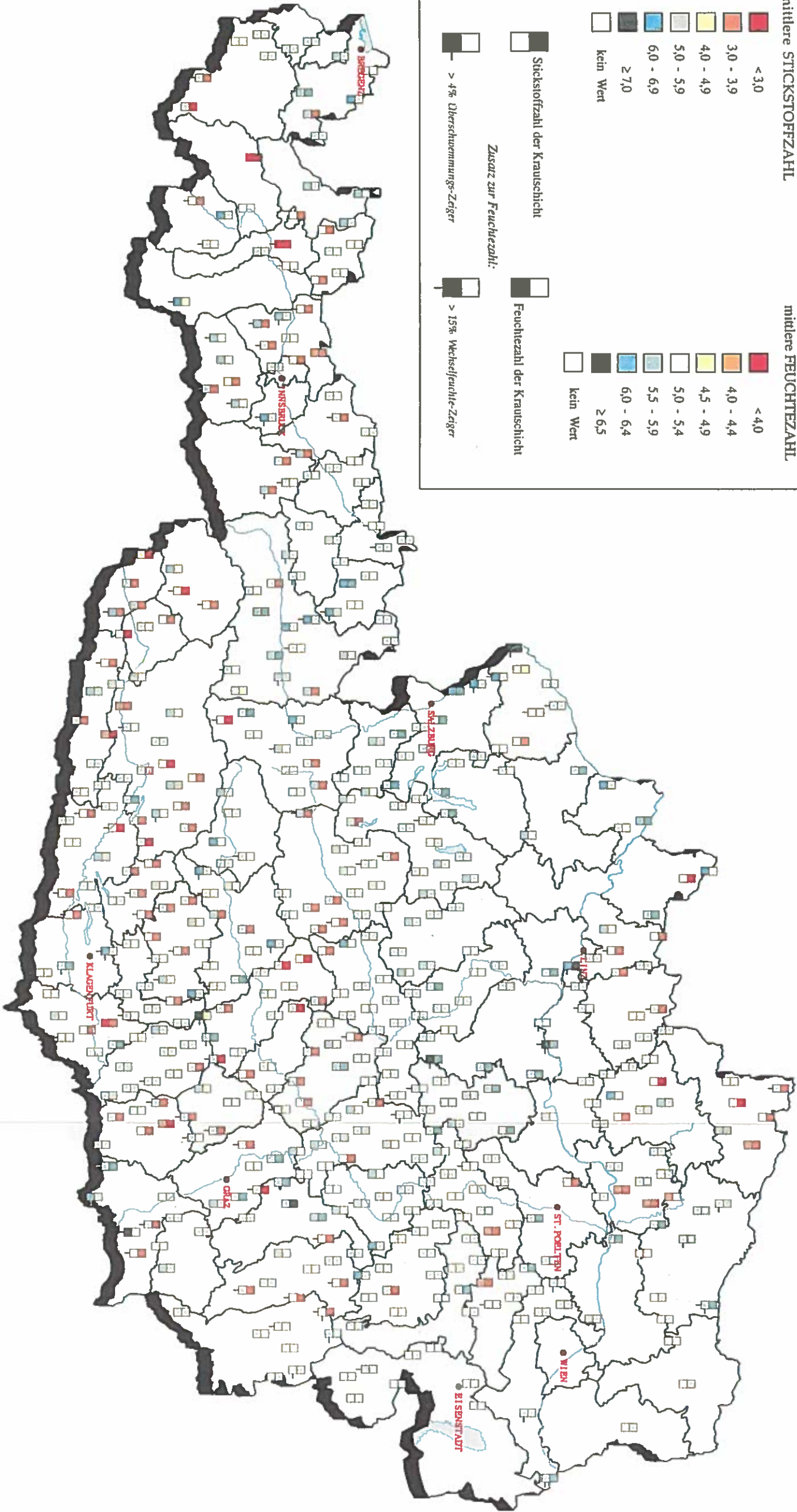
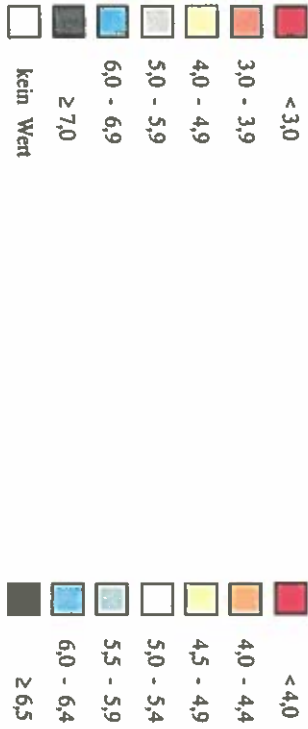
0 30 60 90 120 150 km



STICKSTOFF- und FEUCHTEZAHLEN

mittlere STICKSTOFFZAHLEN

mittlere FEUCHTEZAHLEN

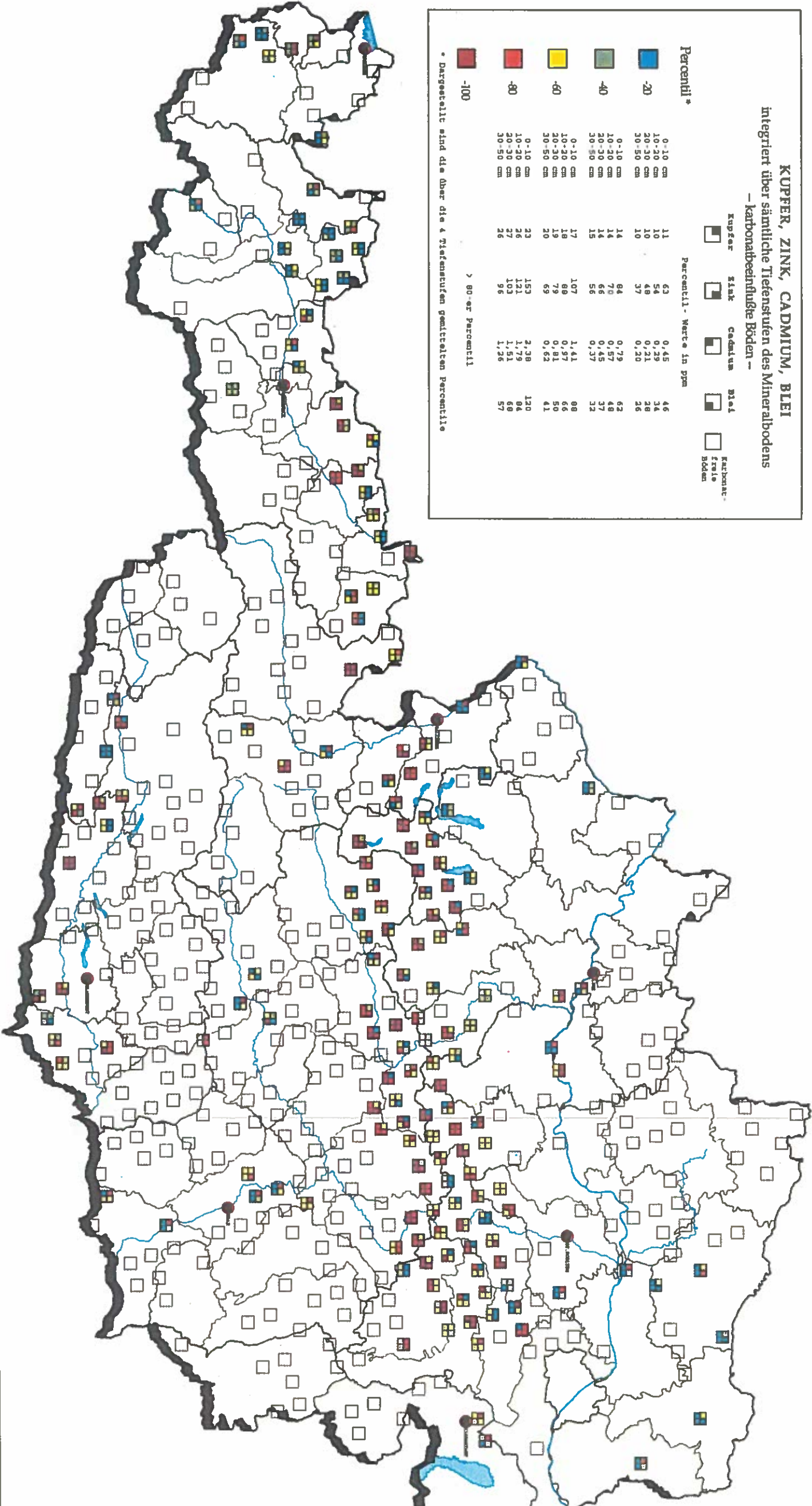


KUPFER, ZINK, CADMIUM, BLEI  
integriert über sämtliche Tiefenstufen des Mineralbodens  
– karbonatbeeinflusste Böden –

Percentil *	Kupfer	Zink	Cadmium	Blei	Karbonat- freie Böden
0-10 cm	11	63	0,45	46	
10-20 cm	10	54	0,29	34	
20-30 cm	10	48	0,21	28	
30-50 cm	10	37	0,20	26	
0-10 cm	14	84	0,79	62	
10-20 cm	14	70	0,57	48	
20-30 cm	14	66	0,45	37	
30-50 cm	15	56	0,37	32	
0-10 cm	17	107	1,41	88	
10-20 cm	18	88	0,97	66	
20-30 cm	19	79	0,81	50	
30-50 cm	20	69	0,62	41	
0-10 cm	23	153	2,38	120	
10-20 cm	26	121	1,79	94	
20-30 cm	27	103	1,51	68	
30-50 cm	26	96	1,26	57	

> 90-er Percentil

\* Dargestellt sind die über die 4 Tiefenstufen gemittelten Percentile



0 15 30 45 60 75 km



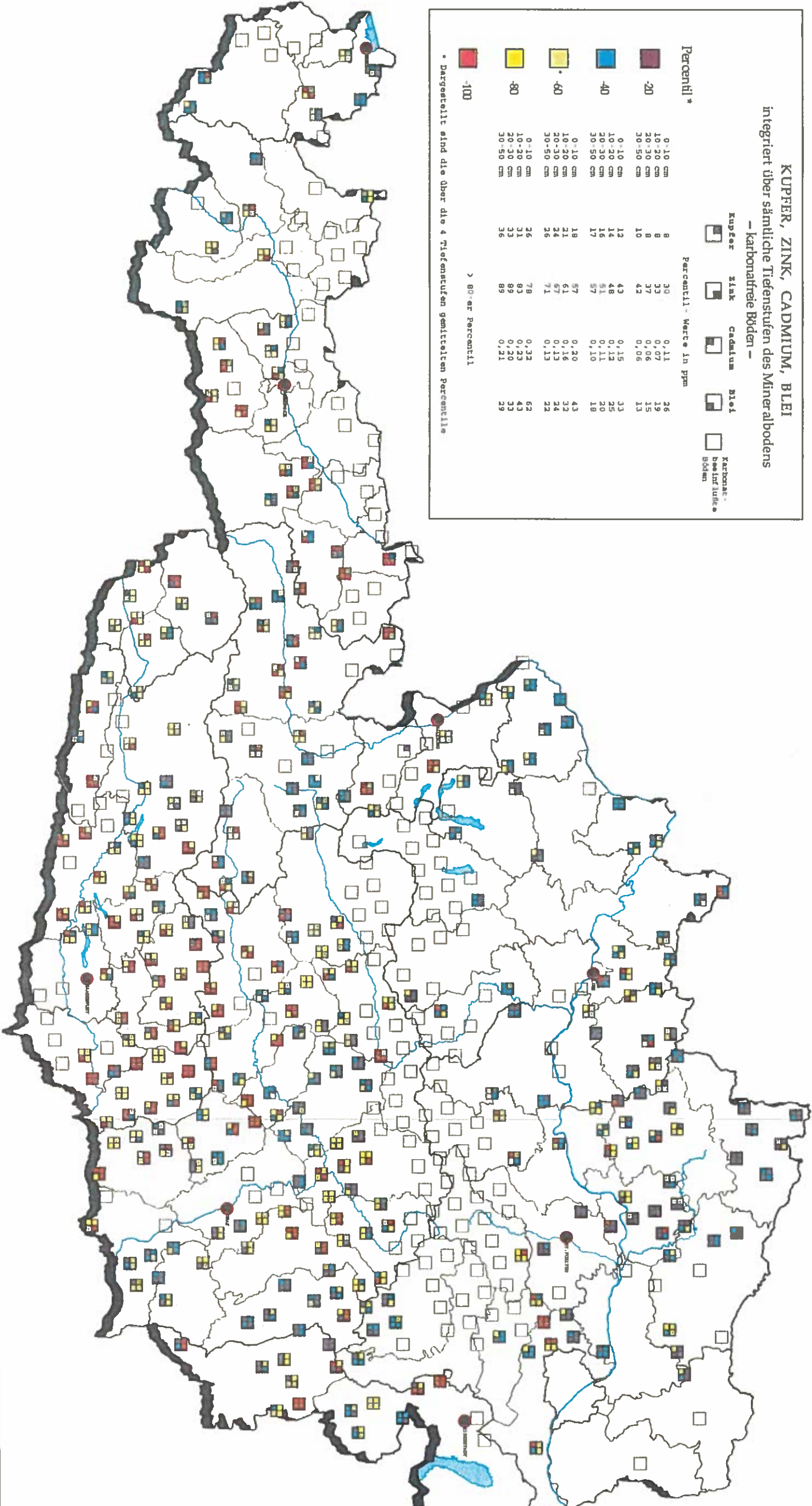
# WALDBODENZUSTANDSINVENTUR IM RAHMEN DES WBS

KUPFER, ZINK, CADMIUM, BLEI  
integriert über sämtliche Tiefenstufen des Mineralbodens  
– karbonatreiche Böden –

Percentil *	Kupfer	Zink	Cadmium	Blei	Karbonat- beeinträchtigte Böden
0-10 cm	8	30	0,11	26	
10-20 cm	8	33	0,07	19	
20-30 cm	8	37	0,06	15	
30-50 cm	10	42	0,06	13	
0-10 cm	12	43	0,15	33	
10-20 cm	14	48	0,12	25	
20-30 cm	16	51	0,11	20	
30-50 cm	17	57	0,10	18	
0-10 cm	19	57	0,20	43	
10-20 cm	21	61	0,16	32	
20-30 cm	24	67	0,13	24	
30-50 cm	26	71	0,13	22	
0-10 cm	26	78	0,32	62	
10-20 cm	31	83	0,23	43	
20-30 cm	33	89	0,20	33	
30-50 cm	36	89	0,21	29	

> 80-er Percentil

\* Dargestellt sind die über die 4 Tiefenstufen gemittelten Percentile



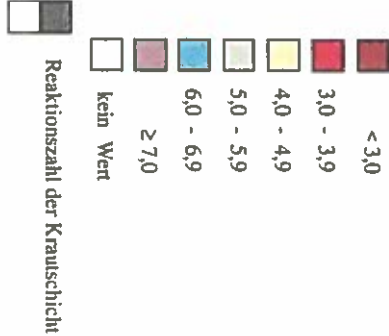




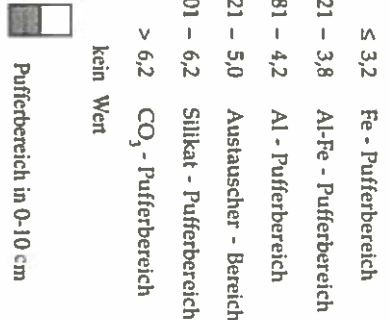
# WALDBODENZUSTANDSINVENTUR IM RAHMEN DES WBS

## REAKTIONSZAHL und PUFFERBEREICH

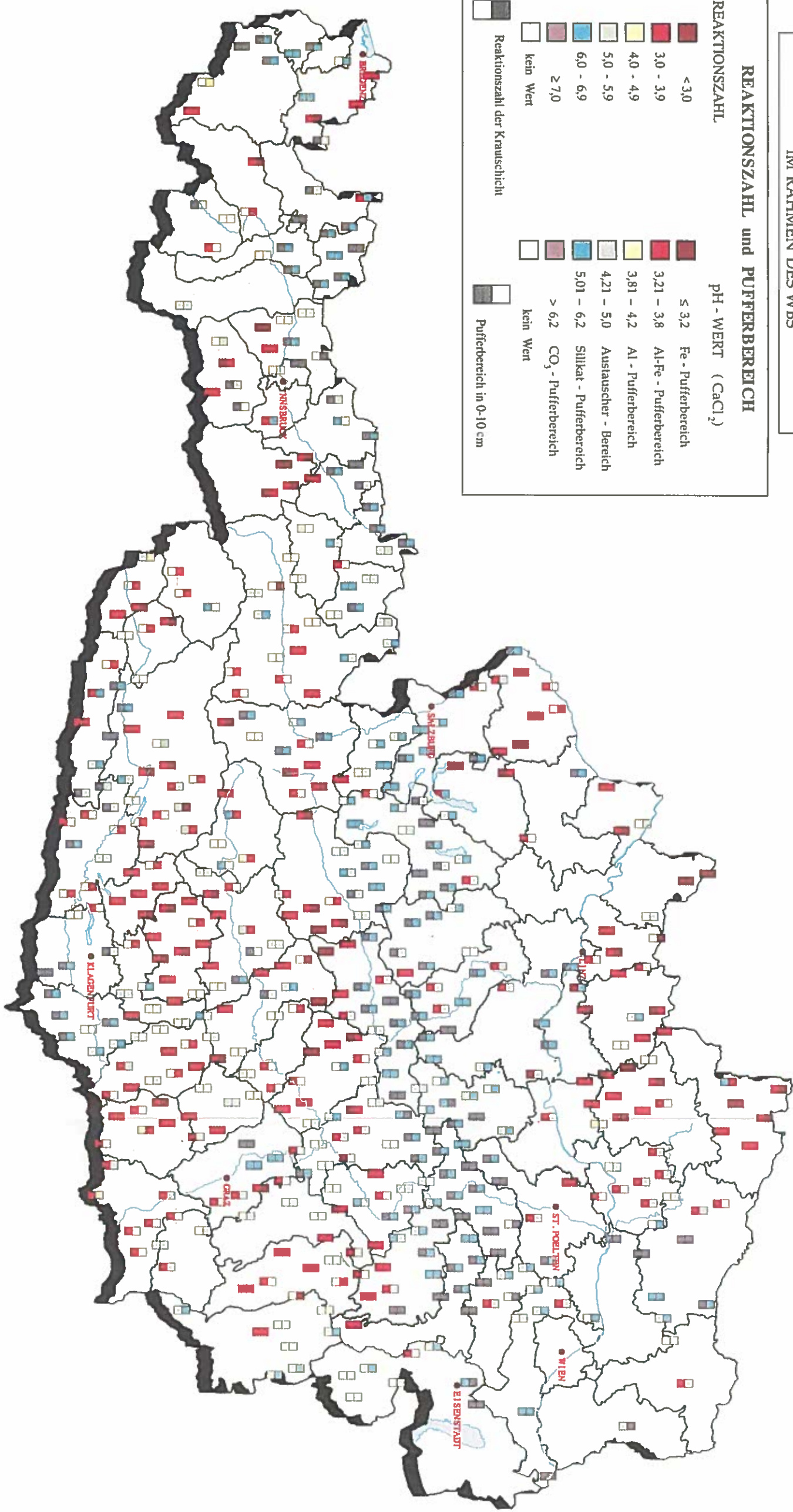
### REAKTIONSZAHL



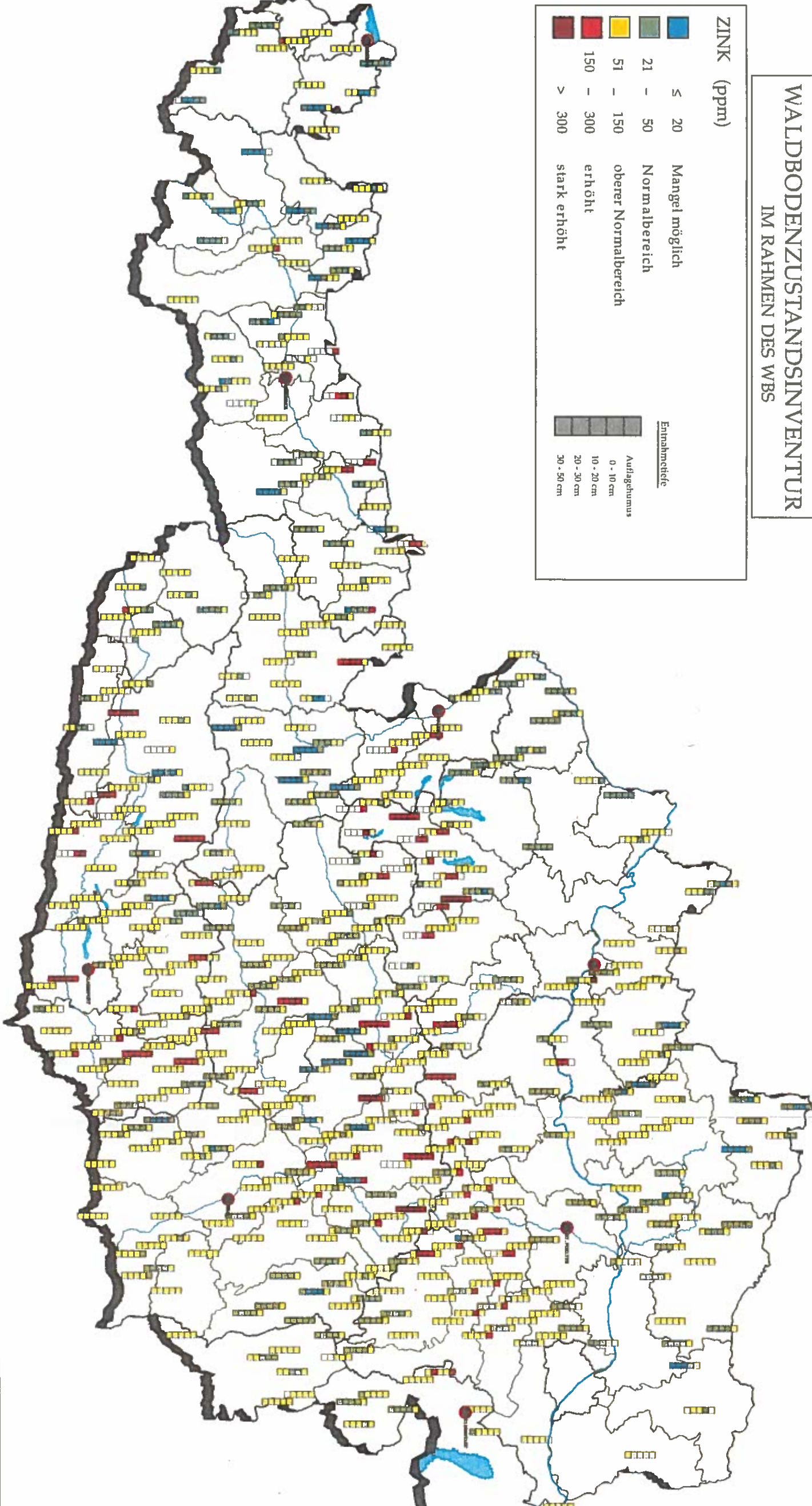
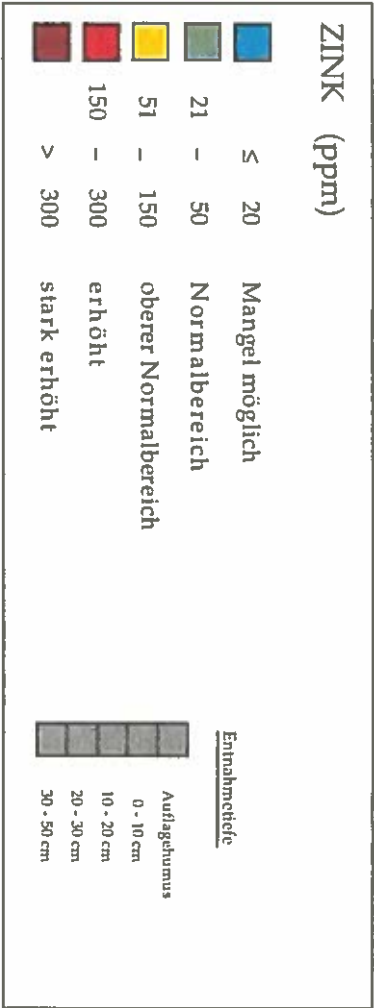
### pH - WERT ( CaCl<sub>2</sub> )



### Reaktionszahl der Kraussschicht



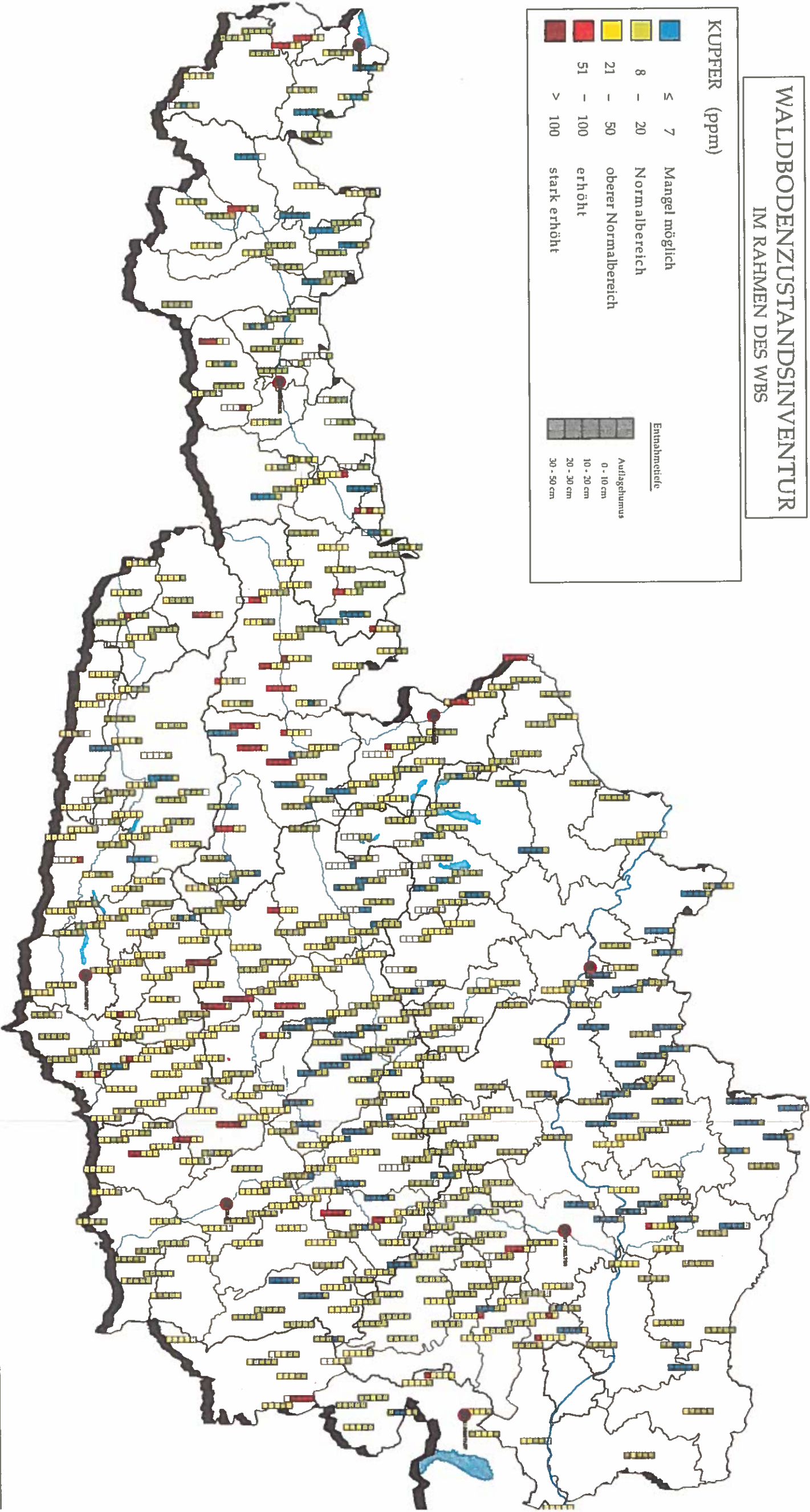
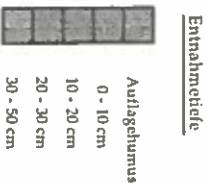
# WALDBODENZUSTANDSINVENTUR IM RAHMEN DES WBS





# WALDBODENZUSTANDSINVENTUR IM RAHMEN DES WBS

KUPFER (ppm)		
≤ 7	8 - 20	21 - 50
Mangel möglich	Normalbereich	oberer Normalbereich
		erhöht
	51 - 100	> 100
		stark erhöht





Aus dem Publikationsverzeichnis der Forstlichen  
Bundesversuchsanstalt

Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Wien

- |      |               |  |            |
|------|---------------|--|------------|
| 1988 | 160           | Müller, Ferdinand: Entwicklung von Fichtensämlingen ( <i>Picea abies</i> (L.) Karst.) in Abhängigkeit von Ernährung und seehöhenangepasster Wachstumsdauer im Versuchsgarten Mariabrunn.<br>Preis ÖS 260.--              | 256 S.     |
| 1988 | 161           | Kronfellner-Kraus, Gottfried; Neuwinger, Irmentraud; Ruf, Gerhard; Schaffhauser, Horst: Über die Einschätzung von Wildbächen - Der Dürnbach.<br>Preis ÖS 300.--  | 264 S.     |
| 1988 | 162           | Recent Research on Scleroderris Canker of Conifers. IUFRO Working Party S2.06-02 - Canker Disease-Scleroderris. Proceedings of Meetings in Salzburg/Austria and Ljubljana/Yugoslavia, September 1986.<br>Preis ÖS 180.-- | 172 S.     |
| 1989 | 163/I         | Zum Waldsterben im Gleinalmgebiet.<br>Preis ÖS 300.--  | S. 1-224   |
| 1989 | 163/II        | Zum Waldsterben im Gleinalmgebiet.<br>Preis ÖS 300.--  | S. 225-422 |
| 1990 | 163<br>/III   | Zum Waldsterben im Gleinalmgebiet.<br>Preis ÖS 180.--  | 98 S.      |
| 1990 | 164/I         | Killian, Herbert: Der Kampf gegen Wildbäche und Lawinen im Spannungsfeld von Zentralismus und Föderalismus. Historische Grundlagen.<br>Preis ÖS 180.--   | 167 S.     |
| 1990 | 164/II        | Killian, Herbert: Der Kampf gegen Wildbäche und Lawinen im Spannungsfeld von Zentralismus und Föderalismus. Das Gesetz.<br>Preis ÖS 190.--   | 183 S.     |
| 1990 | 164<br>/III/1 | Killian, Herbert: Der Kampf gegen Wildbäche und Lawinen im Spannungsfeld von Zentralismus und Föderalismus. Die Organisation.<br>Preis ÖS 220.--   | 211 S.     |
| 1990 | 164<br>/III/2 | Killian, Herbert: Der Kampf gegen Wildbäche und Lawinen im Spannungsfeld von Zentralismus und Föderalismus. Die Organisation.<br>Preis ÖS 140.--   | 133 S.     |

- |      |              |  |        |
|------|--------------|--|--------|
| 1990 | 164<br>/IV/1 | Killian Herbert: Dokumente und Materialien zur Geschichte der Wildbach- und Lawinenverbauung in Österreich. Teil 1.<br>Preis ÖS 190.--   | 184 S. |
| 1990 | 164<br>/IV/2 | Killian Herbert: Dokumente und Materialien zur Geschichte der Wildbach- und Lawinenverbauung in Österreich. Teil 2.<br>Preis ÖS 120.--   | 118 S. |
| 1990 | 165          | Karrer, Gerhard; Kilian, Walter: Standorte und Waldgesellschaften im Leithagebirge. Revier Sommerein. Mit einem waldbaulichen Beitrag von Krissl, Wolfgang; Müller, Ferdinand.<br>Preis ÖS 265.--                    | 245 S. |
| 1991 | 163/IV       | Zum Waldsterben im Gleinalmgebiet.<br>Preis ÖS 230.--  | 190 S. |
| 1991 | 166          | Zusammenfassende Darstellung der Waldzustandsinventur.<br>Preis ÖS 300.--  | 265 S. |
| 1991 | 167/I        | Strohschneider, Ilse: Mittelfristige Veränderungen des Bodenzustandes auf Exaktdüngungsversuchsflächen der FBVA. I.Teil: Unbehandelte Parzellen.<br>Preis ÖS 200.--  | 200 S. |
| 1992 | 167/II       | Strohschneider, Ilse: Mittelfristige Veränderungen des Bodenzustandes auf Exaktdüngungsversuchsflächen der FBVA. II.Teil: Gedüngte Parzellen und Vergleich gedüngter mit unbehandelten Parzellen.<br>Preis ÖS 115.-- | 111 S. |
| 1992 | 168          | Österreichische Waldboden-Zustandsinventur. Ergebnisse. Band I und II<br>Preis ÖS 250.--   | 247 S. |

Bezugsquelle

Österreichischer Agrarverlag

A-1141 Wien



